

Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»  
Міністерство освіти і науки України  
Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»  
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

Рабош Ірина Олександрівна

УДК 502.175:[504.5:[338.49:656]]-047.37](043.5)

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ І МОНІТОРИНГ ВПЛИВУ**  
**ОБ'ЄКТІВ АВТОТРАНСПОРТНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НА ДОВКІЛЛЯ**

Спеціальність 101 – Екологія  
Галузь знань 10 Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії  
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



Ірина РАБОШ

Науковий керівник:

Кофанова Олена Вікторівна, кандидат хімічних наук, доктор педагогічних наук,  
професор

Київ – 2021

## АНОТАЦІЯ

*Роботи І. О.* Підвищення екологічної безпеки і моніторинг впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на довкілля. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія» – Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, 2021.

*Ідея роботи* полягає в оцінюванні сучасного техногенного навантаження на навколишнє середовище, що створюється об'єктами автотранспортної інфраструктури; оцінці екологічних ризиків, пов'язаних з діяльністю цих об'єктів; науковому обґрунтуванні необхідності впровадження заходів для підвищення екологічної безпеки впливу автотранспортної інфраструктури.

*У вступі* наведено актуальність теми дослідження, ідею, мету і завдання, а також об'єкт і предмет дослідження, відображено наукову новизну отриманих результатів, їх практичну значимість; наведено дані про апробацію результатів дослідження і їх публікації.

*У першому розділі* дисертаційної роботи описано екологічний стан автотранспортної інфраструктури в місті. Виділені основні групи існуючих в науковій літературі публікацій з тематики дисертаційної роботи та суміжних напрямів досліджень. Зроблено висновок про дослідження сучасного стану складових довкілля навколо об'єктів автотранспортного комплексу. Висунуто ідею, що оцінювання сучасного техногенного навантаження на довкілля, що створюється об'єктами автотранспортної інфраструктури може забезпечити підґрунтя для якісного наукового обґрунтування необхідності впровадження заходів для підвищення їх екологічної безпеки.

*У другому розділі* наведено алгоритм оцінки геоекоекологічного стану, зокрема, забруднення окремих природних середовищ за їх хімічним складом і властивостями, що дозволяє дати інтегральну оцінку екологічного стану території навколо об'єктів автотранспортного комплексу по всій сукупності

параметричних даних. Сформовано адаптовану до завдань дисертаційної роботи логічну схему виконання досліджень. Описані методики хімічного аналізу водних ґрунтових витяжок і проб снігу, ліхенологічних та фітологічних досліджень, розрахунків комплексних показників забруднення та методи статистичної обробки результатів експериментів.

*У третьому розділі* описано результати експериментальних досліджень, що присвячені вивченню екологічної обстановки навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури.

Проведено комплексне геохімічне та біоіндикаційне дослідження стану придорожніх екосистем навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури. Визначено показники забруднення снігового та ґрунтового покриву; оцінено чистоту атмосферного повітря паркових територій методом ліхеноіндикації; визначено рівень забруднення ґрунтів за показником фітотоксичності.

За отриманими експериментальними даними виконано оцінку забруднення снігового та ґрунтового покриву за показником кислотності та пиловим навантаженням, а саме проби снігу мають лужну та слабко лужну реакцію середовища (рН змінюється від 8,0 до 10,75 одиниць) при оптимальному діапазоні кислотності середовища для поверхневих вод 5,0–7,5 одиниць рН; обсяги пилового навантаження безпосередньо біля проїжджої частини становлять 6–11 кг/(км<sup>2</sup>·доба), в той час коли у фоновій пробі визначено 1,58 кг/(км<sup>2</sup>·доба). А показники забруднення ґрунтів за кислотністю варіюють в межах 0,75–0,95 (до 5 м від джерела впливу), однак за сульфатно-хлоридним вмістом – показники гірші (в межах 3,55–4,35).

За ліхеноіндикаційними дослідженнями два парки міста Києва віднесено до середнього рівня забруднення: парк «Супутник» (Q=0,41) та парк «Нивки» (Q=0,42). Інші 8 міських екосистем характеризуються досить сильним рівнем забруднення, зокрема, парк імені Пушкіна (Q=0,23), парк «Інтернаціональний» (Q=0,23), парк імені Островського (Q=0,25), парк імені Тараса Шевченка (Q=0,37), парк «Сирецький» (Q=0,30), парк «Юність» (Q=0,37), сквер імені Олени Теліги (Q=0,35), парк «Відрадний» (Q=0,28). В критичному стані

знаходиться парк «Маріїнський» ( $Q=0,16$ ), що віднесений до зони із сильним забрудненням. За ліхенологічними дослідженнями найгіршим субстратом для росту рослин є ґрунти поблизу автомийних комплексів.

На основі експериментальних даних запропоновано комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних та хімічних методів.

З метою зниження екологічного навантаження (забруднення) від автомийних комплексів, зокрема, потрапляння синтетичних миючих засобів до ґрунтів, ґрунтових, поверхневих та підземних вод розроблено засіб для миття автотранспорту, що забезпечує якість очищення миючих поверхонь за рахунок комбінації поверхнево-активних речовин і комплексонів, а також забезпечує невикористання катіонних поверхнево-активних речовин як екологічно небезпечних і досягнення 100% біорозщеплюваності миючого засобу в довкіллі.

У четвертому розділі на основі моніторингових досліджень потенційно екологічно небезпечних ділянок автомагістралей охарактеризовано методику прогнозування екологічного навантаження на придорожній простір залежно від інтенсивності руху та типу автотранспортних засобів з урахуванням кліматичних умов. Наведено методику розрахунку екологічних ризиків для здоров'я людей від забруднення приземного шару атмосферного повітря.

Моніторинг за забрудненням атмосферного повітря в приміагістральних районах показав, що рівень Нітроген (IV) оксиду за середньорічними ІЗА на всіх постах перевищував допустимий рівень забруднення та в середньому становив у 2017 р. – 7,2, 2018 р. – 7,9, 2019 р. – 9,1, рівень формальдегіду в середньому становив для 2017 р. – 6,2, 2018 р. – 6,9, 2019 р. – 8,1, що відповідає високому рівню; ІЗА по пилу становив для 2017 р. – 5,6, 2018 р. – 6,1, 2019 р. – 6,8, що відповідає середньому рівню забруднення. Найбільша кількість випадків перевищення Нітроген (IV) оксиду в місті за 2017–2019 рр. спостерігалась у літні місяці.

Вивчено детально основні фактори перенесення шкідливих домішок в умовах міської забудови. Побудовано матриці розсіювання шкідливих речовин за допомогою методів математичного моделювання з урахуванням напрямку вітру та характеристики міської забудови.

Проведено аналіз шкідливого впливу автотранспортного комплексу на здоров'я людей, що проживають на придорожніх територіях. Охарактеризовано особливості та рекомендації забезпечення екологічного моніторингу територій навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури.

За результатами досліджень опубліковано 19 наукових праць, у тому числі 7 статей у наукових фахових виданнях, з них 1 стаття у періодичному іноземному науковому виданні, що входить до Європейського Союзу; видано 1 патент України на корисну модель; 11 тез доповідей в збірниках матеріалів конференцій.

**Ключові слова:** екологічна безпека, автотранспортний комплекс, моніторинг, автотранспортне навантаження, міські екосистеми, геоекологічна оцінка, забруднення, шкідливі речовини, синтетичні миючі засоби, моделювання.

## ABSTRACT

*Rabosh Iryna.* Improving environmental safety and monitoring the impact of road transport infrastructure on the environment. - Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 101 “Ecology” – National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Kyiv, 2021.

The increase in the number of vehicles, especially private ones, leads to an increase in the objects of automobile infrastructure, which include: road network, gas stations, parking lots, car washes, service stations. This situation leads to a dense filling of the city with objects of the motor transport complex. As a result, zones of high concentrations of harmful substances are formed near residential buildings both in the surface layer of the atmosphere and in the soil and vegetation cover.

Therefore, in order to ensure ecological safety, sustainable balanced development of society and the biosphere, minimization of harmful impact on the environment by motor transport, it is necessary to monitor the modern man-caused load on the environment created by motor transport infrastructure; precise assessment of environmental risks associated with the activities of these facilities; scientific substantiation of measures to increase the environmental safety of the impact of road infrastructure.

The purpose of the dissertation work is to improve environmental safety and monitor the impact of road transport infrastructure on the environment by substantiating recommendations and proposals, taking into account the study of the modern state of the components of the urban environment around such objects.

To achieve this goal, the following tasks were set:

1. To analyse the current state of harmful effects of road transport infrastructure facilities on the surrounding areas of cities in order to identify ways to improve their environmental safety.

2. Establish the dependencies of changes in urbosystems pollution indicators on the load of road transport infrastructure facilities based on pilot studies.

3. Develop a mathematical model of anthropogenic load and distribution of impurities in areas of direct impact of sources of anthropogenic pollution.

4. Justify recommendations and proposals to improve environmental safety by the influence of road transport infrastructure based on a study of the current state of the components of the urban environment around such facilities and the environmental risk caused by man-made air pollution.

The object of research – pollution of environmental components by road infrastructure.

The subject of research is the geoecological characteristics of the environmental components depending on the load by the objects of the road transport complex.

Scientific novelty of the obtained results.

For the first time:

- to assess the level of environmental safety of the environment in the area of exposure to road transport infrastructure facilities, based on the results of an integrated geochemical, lichenological, phytological and aeromonitoring study, new dependencies of pollution indicators on man-made loads from road transport infrastructure facilities were established;

- spatial models of the dispersion of these impurities, taking into account the direction of wind oriented to residential development, have been developed in order to clarify the areas of local concentration of the main environmental pollutants in the urban roadside and in the adjacent areas to the transport infrastructure;

- in order to reduce pollution from car wash complexes, in particular, the ingress of synthetic detergents into soils, groundwater, surface water and groundwater, the composition of the means for washing vehicles where sorbitanoleate is - 5-6%, sodium lauryl sulfate - 2%, potash soap - 1-2%, sodium gluconate - 5-10%, biobutanol - up to 5%, which ensures the quality of cleaning of detergent surfaces due to a combination of surfactants obtained exclusively from reducing raw materials.

*The first section* of the dissertation describes the ecological state of road infrastructure in the city. The main groups of publications existing in the scientific literature on the topics of dissertation work and related areas of research are identified. A conclusion was made on the study of the modern state of the environmental components around the objects of the road transport complex. The idea has been put forward that assessing the modern technological burden on the environment, which is created by road transport infrastructure facilities, can provide the ground for a qualitative scientific justification of the need to introduce measures to improve their environmental safety.

*The second section* presents an algorithm for assessing the geoecological state, in particular, contamination of individual natural media by their chemical composition and properties, which allows giving an integral assessment of the ecological state of the territory around the objects of the transport complex over the entire set of parametric data. A logical scheme for conducting research adapted to the tasks of dissertation work has been formed. Methods of chemical analysis of water soil extracts and snow samples, lichenological and phytological studies, calculations of complex contamination indices and methods of statistical processing of experiment results are described.

*The third section* describes the results of pilot studies on the environmental situation around road infrastructure facilities.

A comprehensive geochemical and bioindicative study of the state of roadside ecosystems around road infrastructure facilities was carried out. Indicators of snow and ground cover contamination are determined; estimated purity of atmospheric air of park areas by method of lichenoidication; The level of soil contamination is determined by the phytotoxicity indicator.

According to the obtained experimental data, the pollution of snow and ground cover was estimated according to the acidity indicator and dust load, namely, snow samples have an alkaline and weakly alkaline reaction of the medium (pH varies from 8.0 to 10.75) with an optimal range of acidity of the medium for surface waters of 5.0-7.5 pH units; volumes of dust load directly near the roadway are 6-11 kg/( km<sup>2</sup>



days), while 1.58 kg/( km<sup>2</sup> days) is determined in the background sample. And soil pollution indicators by acidity vary within 0.75-0.95 (up to 5 m from the source of exposure), however, by sulfate-chloride content - the indicators are worse (within 3.55-4.35).

According to lichen-indicating research, two parks in Kiev are assigned to the average level of pollution: the Sputnik park ( $Q = 0.41$ ) and the Nivki park ( $Q = 0.42$ ). The remaining 8 urban ecosystems are characterized by a fairly strong level of pollution, in particular, Pushkin Park ( $Q = 0.23$ ), International Park ( $Q = 0.23$ ), Ostrovsky Park ( $Q = 0.25$ ), Taras Shevchenko Park ( $Q = 0.37$ ), Syretsky Park ( $Q = 0.30$ ), Yunost Park In critical condition is MarPark " According to lichenological studies, the worst substrate for plant growth are soils near car wash complexes.

Based on experimental data, a comprehensive scale for assessing the technological load on roadside ecosystems using bioindication and chemical methods has been proposed.

In order to reduce the environmental load (pollution) from car wash complexes, in particular, the ingress of synthetic detergents into soils, soil, surface and groundwater, a vehicle washing facility has been developed that ensures the quality of cleaning of detergent surfaces due to a combination of surfactants and complexes, and also ensures the non-use of cationic surface-active.

*The fourth section*, based on monitoring studies of potentially environmentally hazardous sections of motorways, describes the methodology for forecasting the environmental load on roadside space depending on the traffic intensity and type of vehicles, taking into account climatic conditions.

The main factors of transport of harmful impurities in urban conditions have been studied in detail. Matrices for dispersal of harmful substances were built using mathematical modeling methods taking into account the wind direction and the characteristics of urban development.

Features and recommendations of environmental monitoring of territories around road infrastructure facilities are described.

According to the results of the research, 19 scientific papers were published, including 7 articles in scientific professional publications, of which 1 article in a periodic foreign scientific publication belonging to the European Union; issued 1 patent of Ukraine for a utility model; 11 abstracts of reports in the collections of conference materials.

**Keywords:** ecological safety, road transport complex, monitoring, road load, urban ecosystems, geoeological assessment, pollution, harmful substances, synthetic detergents, modeling.

Список публікацій здобувача

Статті:

1. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Оцінка екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей. *Вісник НТУ "ХПІ", Серія : Нові рішення в сучасних технологіях*. 2018. № 9(1285). С. 236–242. (Особистий внесок дисертантки: взято участь у розробці методики експериментального вивчення екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей; досліджено хімічний склад снігового покриву).

2. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Вивчення забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. № 2 (52). С. 133–143. (Особистий внесок дисертантки: виконано відбір проб ґрунту, проведено хімічний аналіз водних ґрунтових витяжок, визначено показник рН).

3. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінювання ризиків для здоров'я населення внаслідок забруднення довкілля автотранспортом (на прикладі міста Києва). *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4 (54). С. 115–124. (Особистий внесок дисертантки: проведено аналіз впливу автотранспортного комплексу на здоров'я людей, що проживають на

придорожніх територіях м. Києва, визначено потенційний ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери).

4. Рабош І. О., Кофанова О. В. Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження (на прикладі паркових зон м. Києва). *Екологічні науки*. 2019. № 1 (77). С. 46–50. (Особистий внесок дисертантки: проаналізовано сучасний стан урбанofлори епіфітних лишайників у паркових зонах міста Києва; визначено загальну кількість видів лишайників, поширення кожного виду та проєктивне покриття в кожній дослідній ділянці залежно від інтенсивності автотранспортного потоку).

5. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів, забруднених об'єктами автотранспортної інфраструктури. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2019. № 1 (77). URL:<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/12589/1091>.

(Особистий внесок дисертантки: визначено частку пророслого насіння крес-салату, середню висоту наземної стеблової частини рослини за досліджувані періоди; встановлено фітотоксичний ефект досліджуваних міських ґрунтів; виявлено сильний рівень забруднення зразків).

6. Рабош І. О., Кофанова О. В. Моделювання і візуалізація полів розсіювання полютантів від автотранспортних потоків. *Науковий вісник ТДАТУ*. 2020. Вип.10.Т.1. URL: <file:///C:/Users/Admin/Downloads/32.-%D0%A0%D0%B0%D0%B1%D0%BE%D1%88.pdf>. (Особистий внесок дисертантки: встановлено основні забруднювальні речовини, які викидаються з відпрацьованими газами автомобілів; визначено основні закономірності їх розсіювання і негативного впливу на здоров'я людей).

Статті у наукових виданнях інших держав, які входять до ОЕСР та/або Європейського Союзу:

7. Рабош І. А., Кофанова Е. В. Техногенная нагрузка на участок городского района со стороны объектов автотранспортного комплекса (на примере города Киева). *Wshodnioeuropejskie Czasopismo Naukowe East European Scientific Journal*. 2020. №3 (53). С. 67–73 (Польща). (Особистий внесок

*дисертантики*: вивчено дорожні умови, характеристики транспортних потоків автомагістралями м. Києва; визначено обсяги викидів автотранспортними засобами на досліджуваних ділянках; визначено техногенне навантаження з боку автотранспорту на міський приміагістральний район).

Патент на корисну модель:

8. Василькевич О. І., Рабош І. О., Кофанова О. В., Степанов М. І. Засіб для миття автотранспорту Деклараційний патент на корисну модель №142730 від 25.06.2020. бюл. № 12, 2020 р. (*Особистий внесок дисертантики*: проводила патентний пошук найближчих аналогів, брала участь у підготовці патенту)

Тези доповідей:

9. Рабош І. О. Моніторинг снігового покриву придорожніх територій міст за показником кислотності. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир : ЖДТУ, 2016. С. 44.

10. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Аналіз геоекологічного стану територій автотранспортного комплексу. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матеріалів Х наук.-тех. конф. ІЕЕ. Київ : КПП ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 326–329. (*Особистий внесок дисертантики*: проаналізовано вплив автотранспортної інфраструктури на довкілля).

11. Рабош І. О. Рівень екотоксикологічного навантаження на довкілля як показник інтенсивності впливу автотранспорту. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 8 лист. 2018 р. Житомир : ЖДТУ, 2018. С. 74.

12. Рабош І. О., Кофанова О. В. Біометрія в системі оцінки впливу автотранспортної інфраструктури на довкілля. *Актуальні проблеми відновлювальної енергетики, будівництва та екологічної інженерії* : матер. III Міжнарод. наук.-техн. конф., 7–9 лют. 2019 р. Кельце, 2019. С. 115–116. (*Особистий внесок дисертантики*: сформульовано мету і задачі дослідження, проаналізовано отримані результати).

13. Рабош І. О. Вивчення токсичності ґрунтів поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури за ростовим тестом. *Сучасні проблеми екології* : тези XV Всеукр. наук. on-line конф. здобув. вищ. освіти і молод. учен. з міжнарод. участю, 28 берез. 2019 р. Житомир : ЖДТУ, 2019. С. 58.

14. Рабош І. О. Аналіз забруднення стічних вод автомийок. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матер. XI наук.-техн. конф. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. С. 308–315.

15. Рабош І. О. Екологічні ризики внаслідок техногенного впливу автотранспорту. *Передові наукові розробки* : матер. XV міжнарод. наук.-практ. конф., 22–30 серп. 2019 р. Прага : Praha Publishing House «Education and Science», 2019. С. 43–46.

16. Рабош І. О. Аналіз очистки стічних вод автомийних комплексів. *Актуальные научные исследования в современном мире* : матер. ЛП міжнарод. научн. конф., 26–27 липня, 2019 р. Переяслав-Хмельницький, 2019. Вып. 8 (52), ч. 1. С. 89–93.

17. Рабош І. О., Кофанова О. В. Екологічна небезпека застосування синтетичних миючих засобів. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської* : тези Всеукр. наук.-практ. конф. здобув. вищої освіти і молод. учених, 7 лист. 2019 р. Житомир : «Житомирська політехніка», 2019. С. 18.

*Особистий внесок дисертантки*: сформульовано мету і задачі дослідження, проаналізовано основні результати.

18. Рабош І. О. Проблеми екологічної безпеки автотранспортного комплексу. *Проблеми охорони праці, промислової та цивільної безпеки* : зб. матеріалів доп. Вісімнадцятої всеукр. наук.-метод. конф. (з участю студентів). Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 225–229.

19. Рабош І. О. Комплексна оцінка техногенного навантаження на складові довкілля з боку впливу автотранспорту. *Сучасні проблеми екології* : тези доповідей XVI Всеукраїнської наукової on-line конференції здобувачів вищої освіти і молодих учених з міжнародною участю, 10 квіт. 2020 р. Житомир : «Житомирська політехніка», 2020. С. 54.

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ .....</b>	<b>16</b>
<b>ВСТУП .....</b>	<b>17</b>
<b>РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ АВТОТРАНСПОРТНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НА МІСЬКЕ СЕРЕДОВИЩЕ .....</b>	<b>26</b>
1.1 Аналіз екологічного стану автотранспортної інфраструктури в місті.....	26
1.1.1 Аналіз ролі автотранспортних засобів в техногенному навантаженні на довкілля.....	28
1.1.2 Аналіз впливу автомобільної дороги.....	32
1.1.3 Специфіка впливу транспортної інфраструктури.....	34
1.2 Аналіз викидів та скидів ШР від об'єктів АТК та їх вплив на довкілля...	35
1.2.1 Чинники, що сприяють забрудненню атмосферного повітря ШР від об'єктів АТК .....	38
1.2.2 Чинники, що сприяють надходженню ШР до ґрунтів, підземних та поверхневих вод.....	42
1.2.3 Аналіз впливу ШР на людину.....	45
1.3 Аналіз специфіки забруднення стічних вод АТК.....	46
Постановка завдань дослідження.....	51
<b>РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....</b>	<b>53</b>
2.1 Вибір та обґрунтування напрямку досліджень.....	53
2.2 Методологія проведення досліджень та встановлення зв'язку між техногенним навантаженням і якістю довкілля.....	57
2.3 Характеристика об'єктів дослідження.....	60
2.4 Хімічний аналіз водних ґрунтових витяжок і проб снігу та методи розрахунків комплексних показників забруднення.....	62
2.5 Методика ліхенологічних досліджень міських екосистем в умовах впливу автотранспортної інфраструктури .....	66
2.6 Методика оцінки стану ґрунтів прилеглих до об'єктів АТК методом фітотестування.....	70

2.7 Методика статистичної обробки результатів експериментів.....	75
Висновки до розділу 2.....	76
<b>РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ МОНІТОРИНГОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОБСТАНОВКИ НАВКОЛО ОБ’ЄКТІВ АВТОТРАНСПОРТНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ.....</b>	<b>77</b>
3.1 Оцінка забруднення снігового покриву.....	77
3.2 Оцінка забруднення ґрунтового покриву.....	83
3.3 Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження	93
3.4 Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів.....	101
3.5 Розробка комплексної шкали оцінювання техногенного навантаження на складові довкілля з боку впливу автотранспорту.....	107
3.6 Підвищення екологічної безпеки розробкою екологічно сприятливих миючих засобів для автотранспорту.....	111
Висновки до розділу 3.....	116
<b>РОЗДІЛ 4 ДОСЛІДЖЕННЯ АЕРОТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПРИМАГІСТРАЛЬНІ РАЙОНИ З ОЦІНКОЮ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ... 118</b>	<b>118</b>
4.1 Встановлення техногенного навантаження на ділянку міського району з боку автотранспорту (на прикладі м. Києва).....	118
4.2 Моніторинг забруднення атмосферного повітря з боку автотранспортної інфраструктури в приміагістральних районах (на прикладі міста Києва).....	125
4.3 Моделювання поширення шкідливих речовин від об’єктів автотранспортної інфраструктури .....	132
4.4 Розрахунок екологічного ризику від забруднення приземного шару атмосферного повітря .....	141
4.5 Особливості та рекомендації забезпечення екологічного моніторингу територій навколо об’єктів автотранспортної інфраструктури.....	149
Висновки до розділу 4.....	153
<b>ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ.....</b>	<b>155</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....</b>	<b>159</b>
<b>ДОДАТКИ.....</b>	<b>183</b>

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

АЗС – автозаправна станція

АП – автотранспортний потік

АТЗ – автотранспортний засіб

АТК – автотранспортний комплекс

АТП – автотранспортне підприємство

ВГ – відпрацьовані гази

ГДК – гранично допустима концентрація, мг/дм<sup>3</sup>

ГДК<sub>м.р.</sub> – максимальна разова гранично допустима концентрація, мг/дм<sup>3</sup>

ГДК<sub>с.д.</sub> – середньодобова гранично допустима концентрація, мг/дм<sup>3</sup>

ГДН – гранично допустиме навантаження

ГДС – гранично допустимий скид

ГДР – гранично допустимий рівень

ОБРВ – орієнтовно безпечний рівень впливу

ДВЗ – двигун внутрішнього згорання

ДП – дизельне паливо

ЗР – забруднювальна речовина

МП – моторне паливо

ПАР – поверхнево-активна речовина

СВ – стічні води

СПЗ – сумарний показник забруднення

СТО – станція технічного обслуговування

ПХЗ – показник хімічного забруднення

СМЗ – синтетичний миючий засіб

ЦГО – Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського  
Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту  
населення від наслідків Чорнобильської катастрофи

С<sub>м</sub>Н<sub>н</sub> – вуглеводні

PM (particulate matter) – тверді частинки



## ВСТУП

**Актуальність теми.** Екологічна ситуація, що складається на високоурбанізованих міських територіях в умовах постійного зростання автотранспортної інфраструктури є небезпечною та потребує знаходження найбільш оптимальних рішень. Функціонування об'єктів автотранспортного комплексу (АТК) спричинює ряд небезпечних впливів на атмосферне повітря; ґрунти, ґрунтовий покрив; ґрунтові, поверхневі та підземні води; ландшафти; рослинний і тваринний світ; людину. Особливу небезпеку для довкілля становлять процеси, що відбуваються на територіях з великою кількістю екологічно небезпечних автотранспортних об'єктів.

Техногенне навантаження на навколишнє природне середовище поблизу таких об'єктів створює особливі екологічні умови, які не відповідають завданням збереження здоров'я людини, збереження й відновлення навколишнього середовища, захисту середовища проживання населення та супроводжується забрудненням атмосферного повітря, особливо в зоні дихання людей, накопиченням шкідливих речовин (ШР) в ґрунтах, проникнення їх до ґрунтових та підземних вод, порушення умов існування флори та фауни. Тому перед суспільством стоїть актуальне завдання забезпечення екологічної безпеки, сталого збалансованого розвитку, мінімізації шкідливого впливу на довкілля тощо. І особливо це стосується АТК, який є одним з основних забруднювачів складових природного середовища в місті.

За рахунок постійного зростання кількості автотранспортних засобів (АТЗ), особливо приватних, збільшується число об'єктів автотранспортної інфраструктури, до якої відносяться: дорожня мережа, автозаправні станції (АЗС), стоянки АТЗ, автомийні комплекси, станції технічного обслуговування (СТО), а також інші об'єкти, що забезпечують функціонування транспортного комплексу. Така ситуація веде до щільного заповнення території міста об'єктами АТК. Як наслідок, поряд з ними та житловими будинками формуються зони підвищених концентрацій ШР як в приземному шарі

атмосфери, так і в ґрунтово-рослинному покриві. Це веде до збільшення екологічної небезпеки АТК, пов'язаної з забрудненням навколишнього природного середовища, особливо в межах урбанізованих територій.

Останніми роками багато вчених у нашій країні та за її межами присвятили свої праці вивченню впливу об'єктів АТК на урбанізовані території і здоров'я людини, підвищенню його екологічності (Л. Д. Пляцук, В. О. Хрутьба, Н. В. Внукова, І. В. Васькіна, В. М. Шмандій, В. Г. Петрук, П. М. Канило, В. С. Бахарєв, В. В. Бойко, С. В. Бойченко, Г. О. Вайганг, С. П. Іванюта, О. В. Мостепан, Р. Eastwood, J. Merkisz, I. A. Resitoglu та ін.). Процеси, що відбуваються під час згоряння моторного у двигунах АТЗ, та вплив шкідливих викидів, які утворюються внаслідок їх роботи, досліджували О. Є. Кофанов, О. І. Василькевич, Ю. Ф. Гутаревич, В. П. Матейчик, М. М. Радомська, А. К. Антропченко, В. М. Луканін, А. П. Марченко, Y. Chen, Y. Zhu тощо.

Підвищенню екологічної безпеки навколо АЗС, придорожніх територій тощо присвячено роботи В. П. Приміського, В. М. Івасенка, Д. Г. Корнієнка, Л. М. Черняка, А. В. Маренича, С. В. Руденка, О. Ю. Гунько, Є. М. Варламова, G. Knothe, D. Lorne, D. Rajagopal та ін., проте, незважаючи на розробки і досягнення перелічених вчених, розкриття особливостей впливу об'єктів АТК та дослідження сучасного стану складових урбоекосистем для надання рекомендацій щодо підвищення екологічної безпеки міських територій залишається актуальною задачею.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Основні положення дисертаційної роботи щодо постановки завдання екологічних досліджень, методів і засобів їх розв'язання відповідають положенням Законодавства України щодо охорони навколишнього природного середовища та Концепції національної екологічної політики України на період до 2030 року. Дослідження проводились у відповідності з Транспортною стратегією України на період до 2020 р.; Стратегією сталого розвитку "Україна-2020", затвердженої Указом Президента України від 12.01.2015 р.; у

відповідності з пріоритетним напрямом розвитку науки і техніки в Україні на період до 2020 р. з розділу «Раціональне природокористування» і стратегічним пріоритетним напрямом інноваційної діяльності в Україні на 2011–2021 рр. «Широке застосування технологій більш чистого виробництва та охорони навколишнього природного середовища»; у рамках виконання наукових досліджень кафедри інженерної екології КПІ ім. Ігоря Сікорського за темами "Забезпечення збалансованого природокористування, зниження енергоємності виробництва та підвищення рівня екологічної безпеки підприємств на базі аналізу та синтезу оптимальних геотехнологічних процесів" (номер державної реєстрації 0111U010300), "Оцінка рівня екологічного навантаження на міські території та екосистеми з боку автотранспортного комплексу" (номер державної реєстрації № 0119U100997 від 01.03.2019), в якій автор брала участь як виконавець.

**Ідея роботи** полягає в оцінюванні техногенного навантаження на навколишнє середовище, що створюється об'єктами автотранспортної інфраструктури; оцінці екологічних ризиків, пов'язаних з діяльністю цих об'єктів; науковому обґрунтуванні необхідності впровадження заходів для підвищення їх екологічної безпеки.

**Мета дисертаційної роботи** полягає у підвищенні екологічної безпеки і моніторингу впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на довкілля шляхом обґрунтування рекомендацій та пропозицій з урахуванням дослідження сучасного стану складових міського середовища навколо таких об'єктів та розробкою екологічно безпечного миючого засобу для автотранспорту.

Відповідно до поставленої мети визначено такі завдання досліджень:

- проаналізувати сучасний стан шкідливого впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на прилеглі території міст для виявлення шляхів підвищення їх екологічної безпеки;
- встановити залежності зміни показників забруднення урбосистем від навантаження об'єктами автотранспортної інфраструктури на основі проведених експериментальних досліджень;

- розробити математичну модель техногенного навантаження і розповсюдження домішок в зонах безпосереднього впливу джерел техногенного забруднення;

- обґрунтувати рекомендації та пропозиції для підвищення екологічної безпеки з боку впливу автотранспортної інфраструктури на основі дослідження сучасного стану складових міського середовища навколо таких об'єктів та екологічного ризику, обумовленого техногенним забрудненням атмосферного повітря.

**Об'єктом дослідження** є процес забруднення складових навколишнього середовища об'єктами автотранспортної інфраструктури.

**Предмет дослідження** – геоекологічні характеристики складових довкілля в залежності від навантаження АТК.

**Методи дослідження.** Для досягнення визначеної мети та розв'язання поставлених завдань використано теоретичні й експериментальні методи. Серед теоретичних методів використовувались методи аналізу і синтезу для узагальнення літературних джерел та виявлення основних напрямків досліджень та системного підходу відносно оцінки техногенного навантаження на складові навколишнього середовища з боку автотранспорту.

Відповідно до специфіки практичних і прикладних досліджень в роботі застосовувалися наступні методи: математичної статистики, математичне моделювання поширення забруднюючих речовин в атмосфері та експериментальні дослідження. Для обробки одержаних експериментальних даних, оцінки їх достовірності та відтворюваності, визначення шляхів проведення експериментального дослідження застосовувалися методи математичної статистики. За допомогою методів математичного моделювання розроблено просторові моделі дисперсії основних забруднювачів атмосферного повітря від об'єктів автотранспортної інфраструктури та уточнено ареали їх локального концентрування у міському придорожньому просторі. Експериментальні методи застосовувались для дослідження стану забруднення

навколишнього середовища, зокрема серед них – фізико-хімічні та хімічні методи, біоіндикація тощо.

**Основні наукові положення та їх новизна.** Наукова новизна одержаних результатів полягає у тому, що

*уперше:*

для оцінки рівня екологічної безпеки довкілля у зоні впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на підставі результатів комплексного геохімічного, ліхенологічного, фітологічного та аеромоніторингового дослідження встановлено залежності показників забруднення від відстані до таких об'єктів;

для уточнення ареалів локального концентрування основних забруднювачів довкілля у міському придорожньому просторі та на прилеглих територіях до об'єктів автотранспортної інфраструктури розроблено просторові моделі дисперсії цих домішок з урахуванням напрямку вітру, орієнтованого на житлову забудову зі швидкістю 3 м/с;

*удосконалено:*

з метою зниження забруднення від автомийних комплексів, зокрема, потрапляння СМЗ до ґрунтів, ґрунтових, поверхневих та підземних вод, розроблено склад засобу для миття автотранспорту, де сорбітанолеату – 5–6 %, натрій лаурилсульфату – 2 %, калійного мила – 1–2 %, натрій глюконату – 5–10 %, біобутанолу – до 5 %, що забезпечує якість очищення миючих поверхонь за рахунок комбінації ПАР, отриманих, виключно, з відновлювальної сировини, і комплексонів, а також забезпечує невикористання катіонних ПАР як екологічно небезпечних і досягнення 100% біорозщеплюваності миючого засобу в довкіллі.

**Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій** забезпечено детальним аналізом літературних і патентних джерел; відповідністю методів дослідження; застосуванням методу математичного моделювання. Також достовірність наукових результатів і висновків дисертаційного дослідження забезпечується відповідними

розрахунками, натурними обстеженнями та експериментами, порівнянням експериментальних даних з даними інших дослідників. Обґрунтованість результатів підтверджується публікаціями у наукометричних, вітчизняних та закордонних фахових виданнях, а також представленням їх на різних конференціях. Репрезентативність дослідження забезпечувалась відтворюваністю результатів експериментів та застосуванням методів математичної статистики для обробки результатів, репрезентативною вибіркою експериментальних зразків, а також шляхом порівняння теоретичних положень з результатами експериментальних досліджень.

### **Практичне значення одержаних результатів:**

розроблено методику для проведення комплексного геохімічного, ліхенологічного, фітологічного та аеромоніторингового дослідження стану придорожніх екосистем навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури для визначення показників забруднення складових довкілля;

розроблено комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми навколо об'єктів АТК з використанням біоіндикаційних та хімічних методів, що дає можливість визначити рівень техногенного навантаження на придорожні території за станом різних компонентів складових довкілля (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо), використовуючи різні біоіндикатори.

Отримані результати стосовно мінімізації негативного техногенного впливу використані у науковій роботі НДІ «Енергія», м. Київ, при розробці заходів з управління екологічною безпекою, а саме оцінка та прогнозування екологічного стану ґрунтів та атмосферного повітря внаслідок впливу об'єктів автотранспортного комплексу були корисні для проведення господарських робіт НДІ «Енергія» в частині визначення екологічного впливу енергетичних об'єктів на складові навколишнього природного середовища (акт впровадження від 14.09.19 р.). Вони можуть бути застосовані на інших виробничих об'єктах, які є джерелами екологічної небезпеки.

Отримані наукові результати впроваджено в навчальний процес кафедри інженерної екології інституту енергозбереження та енергоменеджменту КПІ ім.Ігоря Сікорського. Зокрема, при підготовці і проведенні лабораторних та практичних робіт дисциплін: «Екологія людини», «Урбоекологія», «Хімія навколишнього середовища» використовуються: 1. Алгоритм проведення експериментальних досліджень щодо встановлення рівня забруднення ґрунтів навколо об'єктів автотранспортного комплексу за допомогою методів хімічного аналізу водних ґрунтових витяжок. 2. Методики визначення тиску з боку автотранспорту на довкілля за допомогою біологічних індикаторів (ліхеноіндикацією).

**Особистий внесок здобувача** полягає у проведенні літературного і патентного пошуків, формулюванні мети дисертаційного дослідження, основних завдань та наукових положень дисертаційної роботи; розробці методики досліджень; участі у проведенні експериментів, виконанні необхідних розрахунків, статистичної обробки та інтерпретації результатів. Наукові результати, отримані в дисертаційній роботі та винесені на захист повністю відображені авторкою у наукових публікаціях. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, використано лише ті ідеї і положення, що є результатом особистого дослідження. Внесок автора у працях, опублікованих за співавторства: [1] – формулювання мети і задач дослідження, участь у розробці методики експериментального вивчення екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей, шляхом проведення дослідження хімічного складу снігового покриву, аналіз добового навантаження досліджуваних територій за РМ, визначення вмісту катіонів і аніонів у сніговому покриві, виконання аналізу отриманих результатів; [2] – формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної моніторингової інформації, інтерпретація результатів; [3] – формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, проведення аналізу впливу автотранспортного комплексу на здоров'я людей; [4] – аналіз сучасного стану урбанofлори епіфітних лишайників у паркових зонах міста Києва,

визначення загальної кількості видів лишайників, поширення кожного виду та проєктивне покриття у паркових зонах міста Києва; [5] – проведення експериментів, визначення частки пророслого насіння крес-салату, висоти наземної стеблової частини рослини за досліджувани періоди; [6] – проведення експериментів, формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної моніторингової інформації, інтерпретація результатів.

**Апробація результатів дисертаційної роботи.** Результати теоретичних і практичних досліджень за напрямком дисертаційної роботи доповідалися й обговорювалися на наукових та науково-практичних конференціях: Всеукр. наук.-практич. конф. «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції» (м. Житомир, 2018 р.); X наук.-техн. конф. Енергетика. Екологія. Людина. ІЕЕ, КПІ імені Ігоря Сікорського, (Київ, 2018 р.); Всеукр. наук.-практич. конф. “Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції” (м. Житомир, 2018 р.); III Міжнарод. наук.-техн. конф. «Актуальні проблеми відновлювальної енергетики, будівництва та екологічної інженерії» (м. Кельце, Польща, 2019 р.); XV Всеукр. наук. on-line конф. здобув. вищ. освіти і молод. учен. з міжнарод. участю “Сучасні проблеми екології” (м. Житомир, 2019 р.); XI наук.-техн. конф.: «Енергетика. Екологія. Людина» (м. Київ, 2019 р.); XV міжнар. наук.-практ. конф.: «Передові наукові розробки» (м. Прага, 2019 р.); LIІ Междун. научн. конф. «Актуальные научные исследования в современном мире» (м. Переяслав-Хмельницкий, 2019 р.); Всеукр. наук.-практ. конф. здобув. вищої освіти і молод. учених «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції» (м. Житомир, 2019 р.).

**Публікації.** За результатами досліджень опубліковано 19 наукових праць, у тому числі 7 статей у наукових фахових виданнях, з них 1 стаття у періодичному іноземному науковому виданні, що входить до Європейського Союзу; видано 1 патент України на корисну модель; 11 тез доповідей в збірниках матеріалів конференцій.

**Структура і обсяг роботи.** Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів та висновків до них, загальних висновків, списку



використаних джерел з 210 найменувань, 4 додатків; містить 69 рисунків і 30 таблиць. Загальний обсяг роботи становить 150 сторінок основного тексту.

Автор висловлює вдячність науковому керівнику доктору педагогічних наук, кандидату хімічних наук професору Олені Вікторівні Кофановій, завідувачу кафедри інженерної екології КПІ ім. Ігоря Сікорського доктору технічних наук, професору Костянтину Костянтиновичу Ткачуку, кандидату хімічних наук, доценту Олександру Івановичу Василькевичу, завідувачу ГНДЛ "Реактор" ОКБ "Шторм" КПІ ім. Ігоря Сікорського Миколі Борисовичу Степанову, кандидату хімічних наук, доценту Андрію Вадимовичу Підгорному за допомогу у проведенні експериментальних досліджень і надання наукових консультацій.

## РОЗДІЛ 1

### АНАЛІЗ ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ АВТОТРАНСПОРТНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НА МІСЬКЕ СЕРЕДОВИЩЕ

#### 1.1 Аналіз екологічного стану автотранспортної інфраструктури в місті

Автотранспортний комплекс (АТК) сучасного міста є основою, в межах якої функціонують та розвиваються всі складові урбоекосистеми. Особливо, автотранспортна інфраструктура має тісний зв'язок з економічною складовою міста. Адже вона повинна забезпечувати комфортну доступність міських територій, безпеку та надійність внутрішніх, зовнішніх та приміських транспортних сполучень в умовах стрімкого зростання урбанізації та одночасного забезпечення екологічних вимог. У зв'язку з цим, основним завданням на сьогодні є ефективний розвиток екологічно безпечного АТК.

Аналіз перспектив розвитку міст, особливо в умовах інтенсивної урбанізації, містить висновки про забезпечення надійного функціонування дорожньої інфраструктури для безпеки населення та навколишнього середовища [1]. Це чітко відображено у концепції «зеленої» міської інфраструктури, метою якої є мінімізація екологічних ризиків за допомогою реалізації моделі «розумного міста» («Smart city») [2].

Європейська модель «smart city» включає такі основні елементи, як розумна економіка, розумна мобільність, розумне довкілля, розумні люди та розумне врядування [2, 3]. Основні засади щодо формування екологічно безпечного міського середовища та моделі «smart city» висвітлені такими науковцями, як В. О. Хрутьба, В. Н. Бабаєв, О. О. Соколовська, О. В. Батанов, М. З. Згуровський [4–8]. Окрім цього, для реалізації цієї моделі в ЄС створена Європейська ініціатива «Smart city», характерними ознаками якої є: розвиток «розумного» житлового будівництва із застосуванням новітніх

енергозберігаючих технологій, модернізація енергетичних мереж, і, що особливо актуально, – розбудова транспортної інфраструктури тощо [9].

Наразі стрімкий технологічний розвиток веде до значного розширення автотранспортної інфраструктури в містах. Однак, окрім очевидного вкладу цієї системи в реалізацію багатьох функцій міста, АТК, як складна технічна система, є джерелом значного екологічного навантаження на навколишнє природне середовище (рис. 1.1).

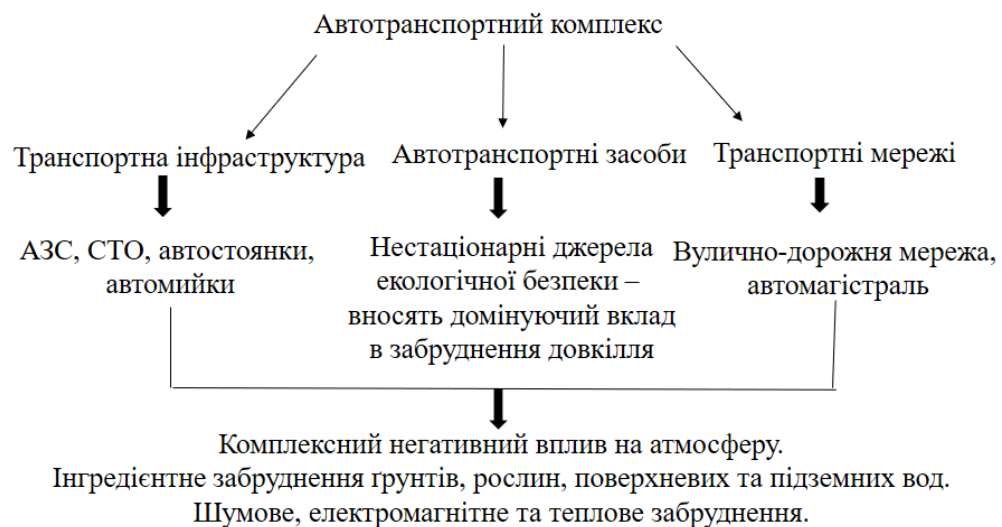


Рисунок 1.1 – Структура АТК та його екологічний вплив на довкілля.

Таким чином, кожна з наведених підсистем АТК представляє екологічну небезпеку для довкілля. Внаслідок комплексного забруднення навколишнього середовища об'єктами автотранспортної інфраструктури, зоною екологічного лиха для населення стають цілі регіони, особливо великі мегаполіси [5, 10].

Отже, екологічне навантаження з боку об'єктів АТК приводить до таких основних взаємодій з навколишнім природним середовищем:

1. Інгредієнтний вплив, що включає забруднення довкілля (атмосферне повітря, водні об'єкти, ґрунти, ґрунтові та підземні води тощо) токсичними речовинами, а також накопичення відходів при ремонті та технічному обслуговуванні АТЗ тощо.

2. Параметричний вплив, що пов'язаний з тепловим забрудненням, електромагнітним випромінюванням, шумом та вібрацією.

3. Ландшафтна взаємодія, що пов'язана із залученням значних земельних ділянок для будівництва автомагістралей та об'єктів АТК, вирубкою зелених насаджень, ерозією ґрунтів тощо.

Аналіз сучасного стану автотранспортної інфраструктури міста показує, що об'єкти АТК розміщуються групами, які створюють підвищене навантаження на довкілля. Водночас, процес урбанізації здійснюється стихійно, немає чітко встановлених меж та напрямів розгалуження автотранспортної інфраструктури, у зв'язку з чим об'єкти АТК опинилися у межах житлових масивів та чинять велику небезпеку для здоров'я людей.

*1.1.1 Аналіз ролі автотранспортних засобів в техногенному навантаженні на довкілля.* Нестационарними або пересувними джерелами екологічної небезпеки є АТЗ. Саме вони вносять основний вклад у забруднення довкілля акустичними, електромагнітними та тепловими полями, а також викидами токсичних і канцерогенних речовин [11]. Останні дослідження показують, що забруднення міського середовища пересувними джерелами становить від 70 до 90 % сумарних викидів [12].

Головним чином, за рахунок постійного зростання кількості АТЗ, особливо приватних, збільшується число об'єктів автотранспортної інфраструктури, до якої відносяться: дорожня мережа, автозаправні станції (АЗС), стоянки АТЗ, автомийні комплекси, станції технічного обслуговування (СТО), а також інші об'єкти, що забезпечують функціонування транспортного комплексу. Наслідком цього є щільне заповнення території міста об'єктами АТК та формування поряд із житловими будинками і рекреаційними територіями зон підвищених концентрацій ШПР як в приземному шарі атмосфери, так і в ґрунтово-рослинному покриві [13]. У зв'язку з цим, понад 80 % міського населення, зазнають шкідливого впливу забрудненого повітря,

рівень забруднення якого перевищує допустимі значення, встановлені ВООЗ [14].

Особливу небезпеку становить слабе розсіювання викидів ШР автотранспортом, на відміну від стаціонарних джерел, оскільки ШР знаходяться практично в зоні дихання людей [15]. Дослідження процесів розсіювання викидів ШР АТЗ в умовах великих міст, зокрема в районах автомагістралей, проведено в роботах [16–19], де встановлено вплив мікрокліматичних особливостей на рівень забруднення атмосферного повітря. Зокрема, авторами [18, 19] представлено результати моделювання розсіювання вихлопних газів АТЗ у таких умовах.

У працях [20, 21] проаналізовано методи математичного моделювання розповсюдження ШР в атмосфері. При цьому, за допомогою моделей турбулентно-дифузійного переносу ШР у повітрі розраховано концентрації шкідливих домішок з урахуванням особливостей міської забудови [18].

Авторами роботи [18] за допомогою дискретно-інтерполяційного методу визначені рівні забруднення придорожного простору поллютантами з урахуванням геометричних особливостей доріг і прилеглих територій. Разом з цим охарактеризовано закономірності розсіювання і локального концентрування чадного газу, оксидів Нітрогену та сажі. Зокрема, на швидкість поширення забруднення і концентрацію його в окремих зонах міста значно впливають температурні інверсії та слабкі вітри (від 1 до 4 м/с) [18, 22]. При цьому, інверсійний шар виконує роль екрана, від якого на землю відбивається факел шкідливих речовин, в результаті чого їх приземні концентрації зростають до небезпечних значень у декілька разів [18].

Авторами [23–25] обґрунтовано методологічний підхід щодо встановлення осередків найбільшого забруднення повітря пересувними джерелами та на основі цього розроблено комплексну систему екологічного моніторингу атмосферного повітря. Використання такої моделі дозволяє оптимізувати ведення екологічного моніторингу на постах спостереження за станом атмосфери урбанізованих територій.

У праці [26] встановлено перелік доцільних показників екологічного моніторингу та обґрунтовано основні критерії комплексної оцінки стану забруднення урбоедафотопів на прикладі м. Рівне. Крім цього, визначено роль пересувних джерел забруднення у погіршенні стану педосфери.

У розвинених державах для забезпечення санітарних норм атмосферного повітря на міських вулицях викиди автотранспорту обмежуються на законодавчому рівні (розроблені спеціальні екологічні стандарти). Зокрема, у табл. 1.1 наведено екологічні стандарти по викидах ШР автотранспортом [27].

Таблиця 1.1 – Екологічні стандарти по викидах ШР автотранспортом

Екологічний стандарт	CO, (г/км)	C <sub>m</sub> H <sub>n</sub> , (г/км)	NO <sub>x</sub> , (г/км)	ТЧ, (г/км)
Для дизельного двигуна				
ЄВРО-1	2,72 (3,16)	-	-	0,14 (0,18)
ЄВРО-2	1,0	-	-	0,08
ЄВРО-3	0,64	-	0,50	0,05
ЄВРО-4	0,50	-	0,25	0,025
ЄВРО-5	0,50	-	0,18	0,005
ЄВРО-6	0,50	-	0,08	0,005
Для бензинового двигуна				
ЄВРО-1	2,72 (3,16)	-	-	-
ЄВРО-2	2,2	-	-	-
ЄВРО-3	2,3	0,20	0,15	-
ЄВРО-4	1,0	0,10	0,08	-
ЄВРО-5	1,0	0,10	0,06	0,005
ЄВРО-6	1,0	0,10	0,06	0,005

Крім того, норми викидів постійно оновлюються і періодично посилюються для різних груп АТЗ (з урахуванням виду транспорту). В Україні введення в дію Європейських норм відбувається вельми повільно. На рис. 1. 2 наведено тенденції викидів ШР АТЗ в Україні, що розподілені за екологічним класом [28].

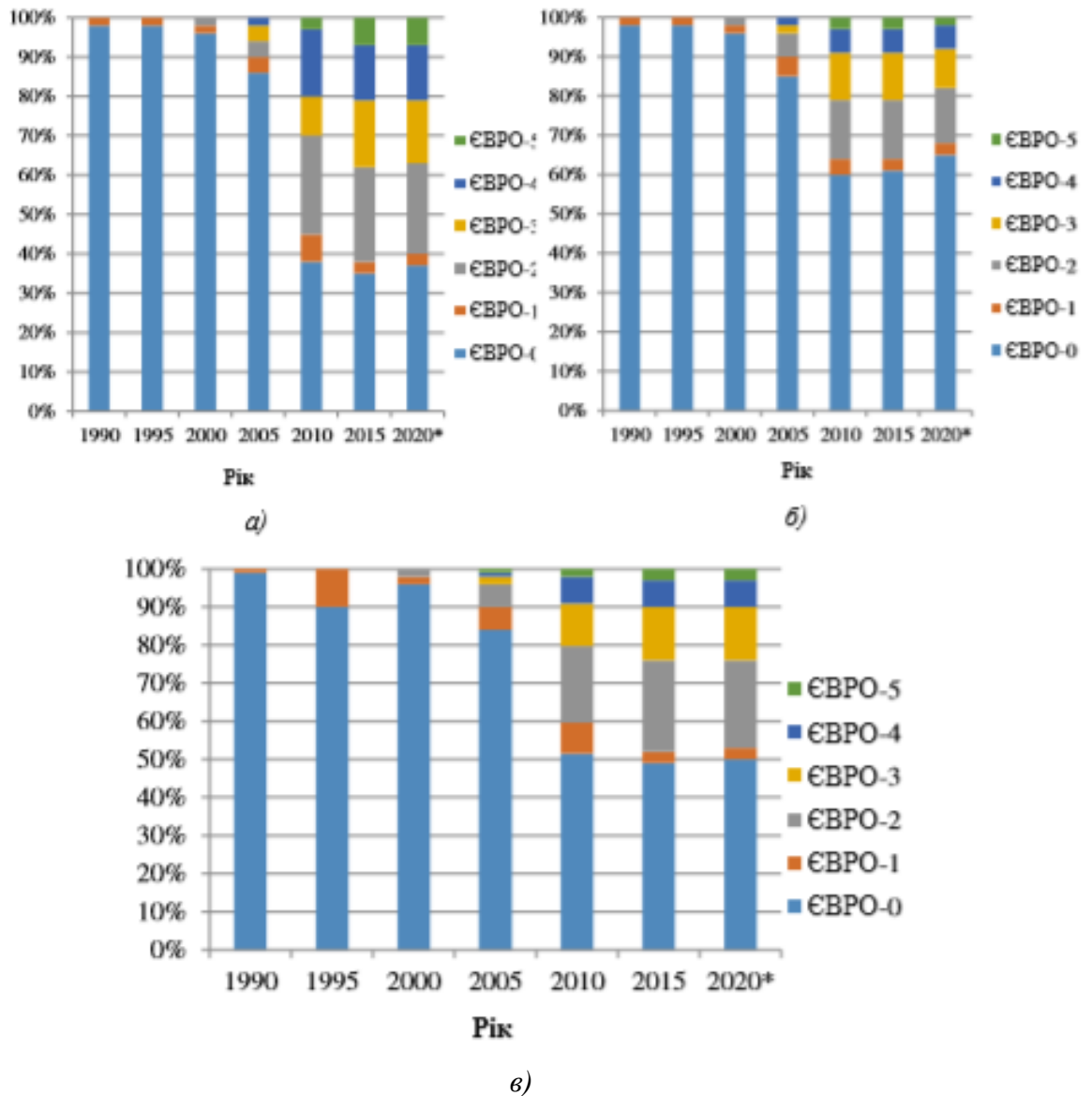


Рисунок 1.2 – Тенденції викидів ШР АТЗ в Україні за екологічним класом (2020\* – прогноз) а) CO<sub>2</sub>, б) NO<sub>x</sub>, в) РМ.

Шляхи нормативного регулювання у сфері екологічної безпеки автотранспорту розроблено в роботі [29]. Автором виявлено, що досить складно виконати об'єктивну оцінку екологічного збитку, котрий наносить той чи інший автомобіль навколишньому середовищу. На основі багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу автором [30] визначено ступінь впливу різних категорій АТЗ на якість атмосферного повітря Крім того, надано наукові обґрунтування широкого розвитку екологічних досліджень, пов'язаних з

викидами ШР автотранспортом на перехрестях. Вони можуть бути підґрунтям для підвищення екологічної безпеки впливу об'єктів АТК на довкілля.

Суттєвою є також проблема акустичного забруднення міського середовища автотранспортом [31, 32]. У мегаполісах велике значення має громадський транспорт. Сучасні автобуси тролейбуси та трамваї характеризуються значними рівнями звуку. Наприклад, кількість міського населення, що проживає в умовах акустичного дискомфорту у Швеції складає 38 %, у Великобританії – 40 %, у США – 35 % [33].

Таким чином, у великому місті формується своєрідна система тиску автотранспорту на довкілля, що супроводжується новими біогеохімічними процесами обміну енергії та речовини і безпосередньо впливає на якість міського середовища і здоров'я людей.

#### *1.1.2 Аналіз автомагістрального техногенного навантаження.*

Транспортні мережі, включаючи автомагістралі, є стаціонарними джерелами екологічної небезпеки. Для умов великих міст автомобільні транспортні мережі представляють собою вулично-дорожню мережу [34]. Від її експлуатаційних характеристик істотно залежать швидкість і режими руху транспорту, найбільш несприятливими з яких, з точки зору токсичного забруднення, прийнято вважати режими розгону, уповільнення і холостого ходу [35].

У даний час накопичено багато матеріалів, що стосуються оцінки геоекологічного стану придорожніх екосистем. Зокрема, від рівня автомагістрального техногенного навантаження залежить ступінь деградації придорожніх ґрунтів, ґрунтових вод, рослинного світу тощо [36]. Водночас, поблизу автодоріг утворюються урбанізовані ландшафти, що втратили свій природний стан. Такі геоекологічні наслідки є комплексними, тому вивчення складу і властивостей змінених або порушених природних середовищ під впливом автомагістрального навантаження має цінне практичне значення. Слід зазначити, що оцінка геоекологічного стану міського середовища як його сприятливості для життя людини, особливо поблизу об'єктів АТК, є складною.



Авторами роботи [37] сформульовано науковий підхід до оцінки стійкості міського середовища до антропогенного впливу. Разом з цим запропоновані критерії оцінки екологічної безпеки об'єктів транспортного будівництва, що характеризують інгредієнтне та акустичне забруднення НС на основі моделі біо- і техносфери.

На основі аналізу особливостей техногенної взаємодії автомагістралі з придорожніми екосистемами автором роботи [38] встановлено, що найбільша кількість викидів ШР в атмосферне повітря відбувається при нерівномірному русі автотранспорту, наприклад при розгоні чи гальмуванні. Зазначено, що вплив на придорожні екосистеми чинить стан дорожнього покриття. Автором розроблено комплексну модель оцінки впливу викидів ШР від АТЗ на придорожні екосистеми, яка може бути використана для прогнозування техногенного навантаження на довкілля з урахуванням змивання ШР із дорожнього полотна з атмосферними опадами. Встановлено, що низькоякісне покриття мережі автодоріг різної категорії сприяє підвищенню загазованості повітря і, як наслідок, значному забрудненню придорожніх смуг шириною до 100 м.

Зазначимо, що мала кількість об'їзних доріг і, як наслідок, перезавантаження вулиць через їх низьку пропускну спроможність є проблемою міської автотранспортної інфраструктури. Крім цього, саме на розв'язках дорожньої мережі утворюються найскладніші умови для руху АТЗ, оскільки вони визначають пропускну здатність мережі в цілому та впливають на щільність і швидкість руху. Таким чином, аномальні викиди ШР автомобільними двигунами відбуваються саме на транспортних розв'язках через затори. [4, 39].

Автором роботи [30] теоретично і практично досліджено зв'язок між дорожніми умовами, транспортними потоками та навколишнім середовищем. Визначено також основні чинники, які формують хімічне і фізичне забруднення атмосферного повітря. Встановлено, що екодеструктивний вплив АТК є масштабним через велику розгалуженість мережі автомобільних доріг та

високу мобільність транспортних потоків разом із постійно зростаючою кількістю автомобілів. При цьому, для підвищення екологічної безпеки та захисту ґрунтів і атмосферного повітря озеленення приміагістральної території є недостатнім. Також необхідним є комплекс комбінованих екранів та розподілених площинних фільтрів на території санітарно-захисної зони [40].

*1.1.3 Специфіка впливу транспортної інфраструктури.* Транспортна інфраструктура включає АЗС, автомийки, відкриті та закриті автостоянки, СТО, автотранспортні підприємства (АТП), ремонтні комплекси тощо.

Автором [41] визначено, що середньостатистична АЗС за 8–10 постів заправки викидає в атмосферу 2–6 тонни палива на рік тільки за рахунок процесів випаровування. При цьому екологічну небезпеку для довкілля представляють як викиди парів нафтопродуктів при функціонуванні АЗС, так і скиди зливого стоку, змиваючого ШР з території міста.

Масштабні автопаркування, що створюються біля під'їздів житлових будинків, торговельно-розважальних центрів та, автобусні депо є однією з основних причин формування підвищеного рівня ШР в атмосферному повітрі поблизу житлових забудов. В умовах щільної забудови міста утворюються так звані застійні зони, що є наслідком погіршення умов розсіювання викидів ШР автотранспорту, особливо в безвітряну погоду [13, 16, 17, 19].

Автором роботи [19] проаналізовано умови, що сприяють підвищенню забруднення повітря автотранспортом на автостоянках. Встановлено, що в процесі виїзду та в'їзду АТЗ на автостоянку спостерігається висока загазованість дворових територій відпрацьованими газами ДВЗ – від 2 до 10 ГДК. Дослідження стану повітряного середовища в житлових та офісних приміщеннях, розташованих поряд з автомагістралями, показують чітку залежність вмісту канцерогенних речовин у повітрі всередині приміщень від стану повітряного середовища поблизу дороги.

При цьому накопиченню ШР в зоні житлових будинків сприяє щільність житлової забудови по периметру кварталу. Таким чином, утворюється зона

індивідуального ризику інгаляційного впливу небезпечних канцерогенних речовин на мешканців будинків. Водночас, найбільша небезпека припадає на нижні поверхи житлових будинків. Проведені раніше дослідження показують, що в будинках, розташованих поблизу магістральних вулиць, вміст ШР, що надходить зі свіжим повітрям перевищує ГДК у 15–20 разів [19].

На автомийках і СТО відбувається утворення та накопичення металевих, пластмасових, гумових відходів; первинне і вторинне забруднення ґрунтів, водойм тощо. У стічні води з територій об'єктів АТК потрапляє велика кількість забруднювачів, до яких належать: нафтопродукти, рідкі токсичні речовини (кислоти, луги, ацетон, бензол тощо), продукти зносу шин і дорожнього покриття, залишки протижелезних реагентів, миючих засобів.

## **1.2 Аналіз викидів та скидів ШР від об'єктів АТК**

Основними ШР, що викидаються від об'єктів АТК, є оксиди Карбону, Нітрогену, Сульфуру, аміак, бенз(а)пірен, формальдегід, бензол тощо, важкі метали (особливо небезпечними є їх розчинні форми) та зважені речовини (РМ). Забруднення міського середовища цими сполуками виходить за межі локального впливу, що призводить до зміни структурних, функціональних особливостей урбоекосистем [1, 4, 42].

Для захисту навколишнього середовища Україна в 2015 р. зобов'язалася забезпечити зменшення на 60% рівня викидів ШР станом на базовий 1990 рік до 2020 року (21 Конференція країн-учасниць конвенції, що відбулась у Парижі). Однак, упродовж останніх років викиди ШР в атмосферне повітря автотранспортом збільшуються та сягають приблизно 1800,5 млн. т щорічно або 85% від загального обсягу викидів в Україні (рис. 1.2) [3, 43].

На рівень викидів ШР поблизу об'єктів АТК впливає структура автопарку, його розподіл за типом АТЗ і роком їх випуску, технічним станом тощо. При цьому загальна кількість АТЗ в Україні постійно збільшується, особливо за рахунок приватного автотранспорту (рис. 1.3) [4, 12, 42].

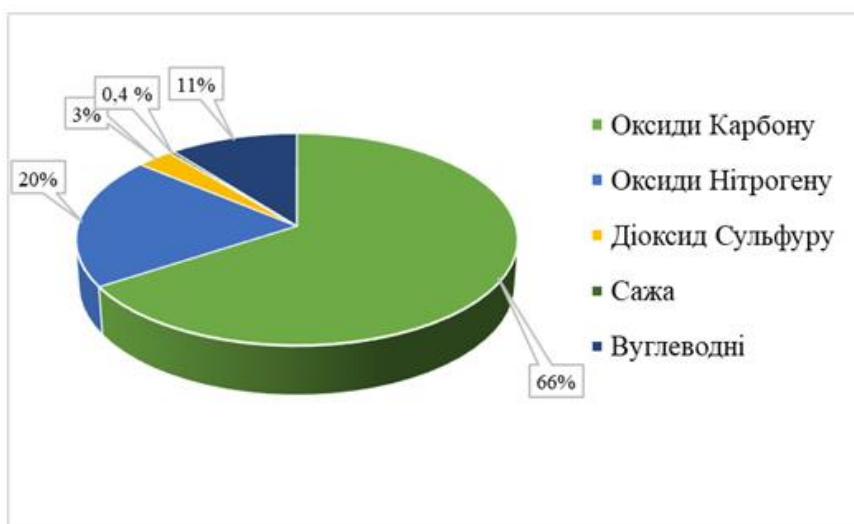


Рисунок 1.2 – Викиди ШР автотранспортом в Україні (2018 р.).



Рисунок 1.3 – Тенденції загальної кількості автопарку України до 2020 р.  
(Ukraine SRTRI).

Зростання автотранспортного парку призводить до збільшення кількості та споживання моторного палива. Таким чином, відбувається масштабне розгалуження АЗС і автогазозаправних пунктів. На даний час ці об'єкти входять до переліку таких, що становлять підвищену екологічну небезпеку, згідно з Постановою Кабінету Міністрів України від 28 серпня 2013 року №808 [44].

Наймасовішим видом обслуговування автотранспорту є АЗС загального користування. Однак комплексно оцінити їх вплив на довкілля практично неможливо. Саме з АЗС пов'язують велике техногенне навантаження на міське середовище і підвищену небезпеку для працівників і мешканців прилеглих територій [41].

Теперішня мережа АЗС в Україні становить понад 8500 станцій [45]. Тільки у Києві налічується понад 450 АЗС, кожна з яких є джерелом викидів ШР (рис. 1.4) [46]. Зокрема, екологічну небезпеку становлять викиди летючих фракцій від автозаправних колонок і паливних резервуарів (гідроген сульфід, бензен, ксилол, толуен та етилбензен) [46].

Отже, мережа АЗС і автогазозаправних пунктів робить значний внесок у формування фонового забруднення атмосфери та збільшення вмісту шкідливих домішок на значній відстані від джерел забруднення. Як результат, глобальне забруднення повітря призводить до багатьох небажаних наслідків, у тому числі до зміни клімату на планеті [47].



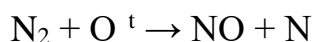
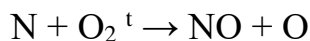
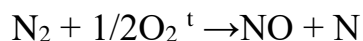
Рисунок 1.4 – Карта розміщення АЗС у м. Києві.

*1.2.1 Чинники, що сприяють забрудненню атмосферного повітря ШР від об'єктів АТК.* Навколо АЗС, СТО, АТП тощо при роботі двигуна автомобіля на холостому ходу, різкому гальмуванні чи збільшенні швидкості концентрація ШР в повітрі підвищується в 2,5–4 рази [19, 39, 47, 48] та може збільшуватися внаслідок поганого дорожнього покриття. Через взаємодію дороги і коліс АТЗ на придорожній території потрапляють великі кількості РМ. Виділення дрібних гумових, металевих та асфальтних часток є наслідком стирання дисків зчеплення, колодок, зносу гуми та поверхні доріг тощо. При цьому, зважені частки деякий час залишаються у повітрі, а потім більша їх частина осідає на прилеглі автомагістральні території [38]. Особливості розташування об'єктів АТК також впливає на формування зон зі стійким перевищенням санітарно-гігієнічних нормативів забруднення повітря.

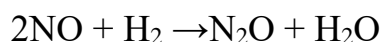
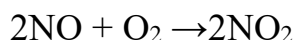
Отже, сумарне екологічне забруднення, створене функціонуванням АТЗ, у загальному вигляді формується інгредієнтним забрудненням атмосферного повітря, що утворюється з викидів відпрацьованих газів (ВГ) автомобілів. ВГ двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ) АТЗ чинять найбільшу небезпеку для навколишнього середовища. Серед трьох основних джерел викидів, до яких входять ВГ, картерні гази, випаровування з системи живлення, ВГ складають 100 % CO, 55 % C<sub>m</sub>H<sub>n</sub>, 100 % NO<sub>x</sub> викидів [11].

Викид Нітроген(II) оксиду в повітря відбувається безпосередньо з вихлопної труби і залежить від температури двигуна (чим вона вища, тим більше обсяги викидів NO) [11]. Концентрації NO в приземному шарі атмосфери підвищуються під час заторів (постійних гальмувань та розгонів АТЗ). За нормальних атмосферних умов Нітроген(II) оксид за 3,5 год перетворюється на Нітроген(IV) оксид. Він накопичується в заглиблених місцях, тунелях, канавах, оскільки набагато важчий за повітря (його відносна густина за повітрям складає D<sub>пов</sub>=1,59).

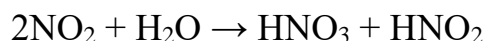
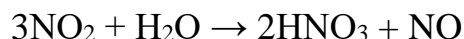
Отже, утворення NO і NO<sub>2</sub> відбувається, в основному, через згоряння палива у циліндрах двигуна та залежить від складу паливної суміші. Наприклад, окиснення Нітрогену можна представити реакціями:



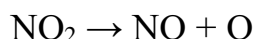
Водночас хімічні реакції проходять не лише в камері згоряння, й у випускній системі двигуна, а також в атмосфері:



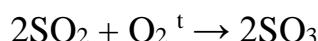
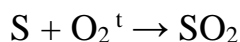
Нітроген(IV) оксид вступає в реакцію з паром води, утворюючи нітратну та нітритну кислоти, які здатні адсорбуватися на поверхнях водних об'єктів і змінювати рН середовища на сильно кисле:



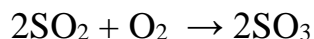
При цьому Нітроген(IV) оксид у вологому повітрі є нестійким і частково розкладається:



Викид оксидів Сульфуру відбувається через те, що Сульфур є у складі вуглеводневих палив як шкідлива домішка [11]. З'єднуючись з киснем у камері згоряння, ця домішка утворює Сульфур(IV) оксид та інші сульфуровмісні сполуки:



В атмосферному середовищі Сульфур(IV) оксид вступає в реакцію з киснем повітря, утворюючи ангідрид Сульфуру або розчиняється у водяній парі, утворюючи сульфітну кислоту:

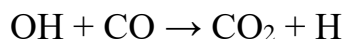


Ангідрид Сульфуру, у свою чергу, сполучається з водяною парою, утворюючи таким чином сульфатну кислоту:

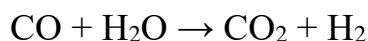
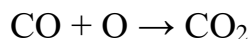


Таким чином, розчиненні токсиканти легко потрапляють до ґрунів та у водні об'єкти, спричинюючи їх забруднення.

У результаті реакцій окиснення на проміжному етапі згоряння утворюється СО і гідроксильна група ОН, після чого відбувається процес за схемою:



Завершальною стадією процесу згоряння палива є процес окиснення СО, перебіг якого відбувається набагато повільніше, ніж сам процес згоряння компонентів палива:

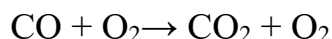


Таким чином, кінцевими продуктами процесу згоряння палива є такі компоненти, як СО, СО<sub>2</sub>, Н<sub>2</sub>О.

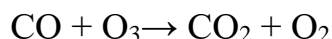
Викид Карбон(ІІ) оксиду залежить від складу паливо-повітряної суміші та спричиняється в основному через нестачу кисню. Для дизельних двигунів, у яких, зазвичай, достатня кількість повітря, вміст Карбон(ІІ) оксиду не перевищує 1 %. На початкових періодах згоряння також утворюється сажа та альдегіди (в режимі холостого ходу), що частково вигорають, тим самим підвищуючи утворення Карбон(ІІ) оксиду.



В атмосфері відбувається процес окиснення Карбон(II) оксиду під впливом УФ-випромінювання:

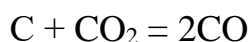
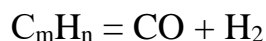


Карбон(II) оксид, у свою чергу, сприяє утворенню озону в повітрі міських територій та вступає з ним в реакцію, що спричинює утворення кислотних дощів та парниковий ефект:



На перехрестях, при частих змінах режимів руху АТЗ, концентрація Карбон(II) оксиду в повітрі підвищується в 2,5–4 рази. Влітку СО накопичується в зелених зонах міста і особливо – на закритих дворових територіях. Середня тривалість присутності СО в атмосферному повітрі становить біля 2-х місяців [19].

Утворення сажі в процесі згоряння вуглеводневих палив в циліндрах двигуна пов'язане з термічним розкладанням (піролізом) вуглеводнів під впливом високих температур за умов нестачі кисню [19]. В окремих зонах камери згоряння відбуваються реакції розкладання вуглеводневого палива на вуглець і водень:



Отже, охолоджені частинки вуглецю і є сажою (кіптявою), яка в складі ВГ надходить у атмосферу. Утворення твердих частинок також пов'язано зі зносом двигуна, згорянням нафтопродуктів, стиранням шин та гальмівних колодок. Авторами роботи [19, 21, 49, 50] встановлено, що тверді частинки складаються з Карбону, органічних речовин, різних сполук важких металів, основними серед яких є сульфати, нітрати тощо. При цьому основним

джерелом викидів сажі є дизельні двигуни, а вихід сажі з ВГ залежить від навантаження (потужності) дизеля.

Формальдегід відноситься до недоокиснених карбовмісних сполук, що виникають внаслідок взаємодії активних радикалів, які утворилися під час передполум'яних реакцій з молекулами кисню. В місцях з інтенсивним рухом АТЗ можна виявити формальдегіди з концентраціями від 2 до 10 мг/м<sup>3</sup> [50]. Рівень забруднення повітря формальдегідом в районах, що знаходяться поблизу потужних автомагістралей, у 1,6 разів вищий, ніж у житлових забудовах [19].

Вуглеводневі сполуки, що містяться у ВГ ДВЗ, представляють собою газоподібні частинки палива, що не згоріло. Вони складаються з парафінових ( $C_nH_{2n+2}$ ), нафтонових ( $C_nH_{2n}$ ), ароматичних ( $C_nH_{2n-6}$  і  $C_nH_{2n+12}$ ) та інших вуглеводнів. Найтоксичнішим і вкрай небезпечним є бенз(а)пірен ( $C_{20}H_{12}$ ), що спричинює ракові захворювання. В залежності від виду палива й умов згоряння, кількість та склад вуглеводневих сполук, особливо поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ), розрізняється. При низьких і рівномірних температурах згоряння утворюються, в основному, ПАВ з низькою молекулярною масою, в той час як високі температури спричинюють утворення ПАВ з високою молекулярною масою [50].

Таким чином, основними напрямками покращення стану атмосферного повітря і захисту людей від негативного впливу автотранспорту є підвищення екологічності АТЗ, перешкоджання розповсюдженню ШР та регулювання кількості викидів ШР шляхом оптимізації дорожнього руху.

*1.2.2 Чинники, що сприяють надходженню ШР до ґрунтів, підземних та поверхневих вод.* ШР, що потрапляють в ґрунт, спричиняють суттєві зміни його фізичних, хімічних та біологічних властивостей і, як наслідок, приводять до порушення природних біохімічних процесів. Забруднення ґрунтового покриву відбувається скрізь – у великих і малих містах, навколо АЗС, автомийок, уздовж доріг тощо.

Процеси розсіювання, міграції, хімічного змішування та перетворення ШР у приземному шарі атмосферного середовища впливають на осадження і накопичення на поверхнях рослинного, ґрунтового та іншого покривів. Формування зон забруднення ШР залежить від періоду їх перебування в приземному шарі та перебігу різноманітних хімічних реакцій [22]. Підвищувати якість повітряного середовища можуть зелені насадження та, деякою мірою, міські споруди (житлові будинки). Проте найчастіше вони сприяють надмірному накопиченню забруднювачів на певних територіях, особливо при потраплянні у ґрунтові та поверхневі води [30].

Динаміка (часова і просторова) накопичення і міграції ШР у ґрунтовому покриві залежить від їх хімічного складу та фізико-хімічних особливостей ґрунтів [51]. Заповнення порового простору ґрунтових екосистем ШР уже на рівні ~15% призводить до склеювання, зміни механічної структури, порушення повітряно-водного режиму ґрунту, зменшення рухомих форм Калію, Фосфору, Нітрогену, обмінних катіонів та величини ємності катіонного обміну. Наслідком цих процесів є зниження кількості гумінових кислот, підвищення частки негідролізованого залишку та загального вмісту органічного Карбону, а отже, виникає загроза вторинному засоленню земель [52].

Крім того, небезпекою для біотичної складової ґрунтової екосистеми є кількість біодоступних сполук – рухливих форм токсикантів. Їх рухливість (ступінь міцності зв'язку у ґрунті) залежить від кислотності середовища, гранулометричного і мінералогічного складу, гумусового стану тощо. Наразі самовідновлювальна здатність ґрунтових екосистем низька порівняно зі швидкістю накопичення ШР в урбаноземах [52].

Небезпеку становлять також сполуки важких металів, що акумулюються у верхньому шарі ґрунтової товщі. Подальша їх міграція у нижні шари залежить від процесів вилуговування, ерозії та рослинного споживання [53]. У ґрунтах вони зв'язуються алюмосилікатами, несилікатними мінералами, органічними речовинами тощо. Певна частина їх міцно утримується цими компонентами і не мігрує по ґрунтовому профілю, однак становить значну

небезпеку ґрунтовим мікроорганізмам; інша частина продовжує мігрувати [51, 52, 53, 54].

Потрапляння ШР у водні об'єкти призводить до зростання рівня евтрофікації, замулювання, знекиснення тощо. Розвиток наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних об'єктів та ґрунтів сприяє контролю забруднення цих середовищ та оцінюванню їх екологічного стану. Для забезпечення комплексної оцінки екологічного стану природного об'єкта багатьма авторами використовується синергетичний підхід. При цьому, обов'язково враховують біологічні показники, зокрема, показники біомаси і видового складу фітопланктону та вищих рослин [55]. Для дослідження забруднення природних середовищ небезпечними речовинами розроблені спеціальні біосенсиори, що дозволяють виявляти іони ВМ [53].

У роботі [49] розроблено методичні підходи до оцінки екологічної безпеки екосистем, які базуються на встановленні комплексного показника деградації компонентів природного середовища. Здійснюється аналіз причин та встановлюються межі стійкості екосистем, що дозволяє прогнозувати їх реакцію на прямий чи опосередкований вплив об'єктів АТК.

Таким чином, ШР від автотранспорту та об'єктів інфраструктури АТК утворюються на незначній висоті від поверхні землі, осідають на ґрунтах, рослинах, водній поверхні, сніговому покриві взимку тощо та сприяють локалізації забруднювачів на прилеглих до АТК територіях.

*1.2.3 Аналіз впливу ШР на людину.* Існують різні підходи до оцінки екологічного стану міських територій. Встановлено, що концентрація ШР на прилеглих до АТК територіях згубно позначається на стані всіх учасників дорожнього руху і, насамперед, на здоров'ї населення, яке проживає поблизу проїжджої частини [56–58]. Відзначається тісна залежність багатьох захворювань людей від вмісту в атмосферному повітрі дорожнього пилу.

Оксиди Нітрогену і, особливо Нітроген(IV) оксид, негативно впливають на бронхи, слизові оболонки носа, очей та шлунка, нервову систему тощо. Токсичність оксидів Нітрогену  $\text{NO}_x$  підвищується під впливом сонячної радіації та незгорілих вуглеводнів. Озон, що утворюється внаслідок фотохімічних процесів за участю оксидів Нітрогену і вуглеводнів, також шкідливо впливає на здоров'я людей. Екологічною небезпекою є те, що в атмосферному повітрі під впливом сонячного ультрафіолетового випромінювання сполуки Нітрогену утворюють фотохімічні тумани, а розчини Нітроген(IV) оксидів у воді є складовою «кислотних дощів» [1, 10, 19]. Сполуки Нітрогену є найбільш небезпечними серед великої кількості біогенних елементів, що потрапляють у водні об'єкти. Саме вони сприяють евтрофікації поверхневих водойм.

Небезпечні концентрації Сульфур(IV) оксиду у повітрі порушують білковий обмін речовин в організмі, руйнують вітамін  $\text{B}_1$  у крові, збільшують накопичення цукру, вражають легені, викликають гострий бронхіт, задуху, спазми горла. При потраплянні в довкілля сполук Сульфору спричинюється закиснення ґрунтів, пригнічується рослинний світ, утворюються смог і кислотні дощі [30].

Карбон(II) оксид при вдиханні сприяє порушенню газообміну в організмі внаслідок утворення в крові карбоксигемоглобіну, призводить до серцево-судинних, нервових, легневих захворювань тощо [11]. Карбон (II) оксид сприяє також утворенню тропосферного озону.

Незгорілі вуглеводні у повітрі спричинюють загострення серцево-судинних захворювань, порушують функції шлунково-кишкового тракту, призводять до наркотичного сп'яніння. Зокрема, етилені шкідливо впливають на ріст і розвиток зелених насаджень (раннє старіння, пожовтіння, припинення росту). Особливо токсичним і небезпечним для людини є бенз(а)пірен. У місцях безпосереднього контакту цієї речовини з тканинами органів, відбувається виникнення злоякісних пухлин. Основний відсоток перевищення ГДК по бенз(а)пірену приходить на райони зі щільною житловою забудовою внаслідок значного погіршення розсіювання ШР в атмосферному повітрі [19].

Таким чином, дія хімічних сполук зумовлює широкий спектр шкідливих ефектів для людини, які залежать від шляху та тривалості надходження токсикантів в організм, рівнів доз або концентрацій сполук тощо. До хвороб, викликаних забрудненням об'єктами АТК, належать: хвороби серцево-судинної системи; хвороби органів дихання; хвороби органів травлення тощо. Деякі зі шкідливих наслідків від токсичного впливу очевидні і виявляються відразу, в результаті чого легко встановити конкретні джерела. Інші наслідки проявляються через деякий час, що ускладнює визначення частки відповідальності об'єкта, що викликав це негативне явище. У ряді ж випадків зв'язок погіршення здоров'я з впливом об'єктів АТК встановити дуже важко чи взагалі неможливо [57–60].

Згідно з прогнозами, в 2020 році 70% жителів європейських міст будуть проживати на територіях з перевищенням ГДК по пилу, 20% жителів – з перевищенням ГДК по Нітроген(IV) оксиду, 15% жителів – з перевищенням ГДК по бензену [56]. Окрім того, в останні роки спостерігається різке збільшення захворювань на астму серед дітей через забруднення повітря.

Отже, забруднення екосистем і виснаження водних ресурсів при функціонуванні автотранспорту призводить до значного екологічного та економічного збитку, а також порушує стійкість екосистем урбанізованих територій та їх здатність до самоочищення. Тому в даних екологічних умовах важливу роль відіграє детальне вивчення сучасного екологічного стану складових екосистем навколо об'єктів АТК для розробки заходів, спрямованих на зниження шкідливого впливу автотранспортної інфраструктури на довкілля та здоров'я людей.

### **1.3. Аналіз специфіки забруднення стічних вод АТК**

Стічні води (СВ) від мийки АТЗ складають 80 – 85 % від обсягу виробничих СВ АТП [61, 62]. Основними забруднюючими домішками у СВ автомийок є: зважені речовини різного походження, а саме глина, мінеральні

солі, пісок, кислоти, луги, сполуки важких металів, нафтопродукти тощо [63]. Зокрема, нафтопродукти є складною сумішшю органічних сполук змінного складу, основна частина яких складається з парафінів, нафтенів і ароматичних вуглеводнів. Окрім того, до їх складу входять різні смоли, асфальтени, сполуки Сульфуру тощо. Ці речовини можуть знаходитися у воді в нерозчиненому, розчинному або колоїдному стані. Концентрація домішок залежить від великої кількості факторів: типу моторного палива (бензин, дизельне паливо, газ), доданих присадок, типу АТЗ, характеру дорожнього покриття, сезонних та погодних умов, складу ґрунту в районі експлуатації, періодичності миття АТЗ, виду використаних миючих засобів, умов заправки та технічного обслуговування (автохімія) тощо [62–64].

Основними особливостями, що визначають поведінку нафтопродуктів у воді, є їх менша щільність у порівнянні зі щільністю води (зокрема,  $d_{\text{бензину}}=0,70 - 0,76 \text{ г/см}^3$ ,  $d_{\text{дизельного палива}}= 0,8 - 0,9 \text{ г/см}^3$ ,  $d_{\text{мазуту}} = 0,94 - 1,0 \text{ г/см}^3$ ) та низька розчинність. Наприклад, для легких фракцій нафти (бензинів) розчинність у воді не перевищує  $20\text{--}30 \text{ мг/дм}^3$ , а для важких фракцій вона практично дорівнює нулю. Крім цього, різні масла, смоли, мастильно-охолоджувальні рідини, зокрема антифризи, що використовуються під час технічного обслуговування АТЗ, мають щільність, близьку до щільності води або трохи вище її. Також мастильно-охолоджувальні рідини містять в собі сполуки Хлору, Сульфуру, важких металів, іоногенні синтетичні поверхнево-активні речовини (ПАР), жирні кислоти тощо, які зумовлюють токсичність, біологічну нестабільність та екологічну небезпеку цих розчинів [64–67]. З різних причин майже всі зазначені сполуки потрапляють зі СВ у природні водні об'єкти.

Нафтопродукти, потрапляючи у природні водойми, в основному знаходяться у грубодисперсному (краплинному) стані і внаслідок меншої щільності залишаються на поверхні води. Водночас, деяка частина нафтопродуктів може знаходитися в тонкодисперсному стані, утворюючи емульсію «нафта у воді», яка, потрапляючи на дно, замулює водойми і

накопичується у донних відкладах. Наслідком такого впливу є збільшення біохімічної потреби кисню, погіршення органолептичних показників води, пригнічення життєдіяльності мікроорганізмів тощо [66]. Таким чином, вода набуває токсичних (іноді – канцерогенних) властивостей, а, отже, становить загрозу для екосистем водних об'єктів і здоров'я людей.

Норми допустимих скидів забруднених вод АТП повинні відповідати технічним умовам для приєднання до міської каналізації. Для цього на всіх АТП проводять очистку СВ в очисних спорудах. Аналіз літературних джерел показує, що концентрації нафтопродуктів в СВ після мийки автомобілів складають від 20 до 1000 мг / дм<sup>3</sup> [61].

Через складність очищення нафтовмісних СВ потрібно застосовувати комбінації різних методів [65, 68, 69]. При цьому ефективність видалення нафтопродуктів на практиці не перевищує 85 %. Аналіз досліджень показує, що при комплексному застосуванні найпоширеніших методів очистки та при найбільш ефективній роботі ОС можна досягти показники наведені в табл. 1.2 [61].

Таблиця 1.2 – Аналіз ефективності методів очистки СВ

Метод очистки	Зважені речовини			Нафтопродукти		
	До очистки, мг/дм <sup>3</sup>	Після очистки, мг/дм <sup>3</sup>	Ступінь очистки, %	До очистки, мг/дм <sup>3</sup>	Після очистки, мг/дм <sup>3</sup>	Ступінь очистки, %
Відстоювання	500	300	40	20	20	0
Традиційні нафтовловлювачі	300	120	60	20	4	80
Блок тонкошарового відстоювання	120	15	88	4	0,3	92,5
Схема коагулятор – відстійник – флотатор	25	2,5	100	10	0,1–0,06	97
Блок доочистки СВ	20–40	1–35	91	1–5	0,05	99



Суттєво знижують ефективність видалення забруднювачів наявність мастильно-охолоджувальних рідин і синтетичних ПАР, а також стійкі піни. На ефективність зниження концентрацій нафтопродуктів, ПАР і залишків зважених речовин значно впливає рН миючих розчинів. Від концентрації іонів Гідрогену залежить швидкість фільтрування і відстоювання, оскільки змінюється ступінь агрегації частинок [61].

Відомо, що використання синтетичних миючих засобів полегшує процеси мийки АТЗ та істотно скорочує об'єми витраченої води. Однак, їх застосування призводить до суттєвої зміни складу і властивостей СВ після мийки автомобілів і погіршує ефективність роботи ОС.

Негативний вплив синтетичних миючих засобів пояснюється утворенням стійких емульсій з дисперсіями стоку (автомобільним маслом, бензином), що, в свою чергу, перешкоджає седиментації частинок. Такі емульсії, в більшості випадків, неможливо видалити навіть при доочищенні мийного стоку АТП, що спричинює їх потрапляння у навколишнє природне середовище.

Основною особливістю молекул ПАР є наявність полярної карбоксильної групи з гідрофільними властивостями і довгого неполярного вуглеводневого ланцюга з гідрофобними властивостями. При цьому, гідрофільна частина сприяє розчиненню речовин у воді, а гідрофобна – їх виштовхуванню. Як наслідок, уся поверхня води покривається плівкою із молекул ПАР, що утворюють шар товщиною близько 0,1 нм [69, 70]. В табл. 1.3 наведені основні ПАР, що використовуються в автохімії та миючих засобах АТЗ.

З табл. 1.3 видно, що ринок виробництва і споживання ПАР у даний час є дуже великим. При цьому на частку аніоноактивних ПАР (алкілбензолсульфонатів, алкілсульфатів тощо) з усіх, що використовуються у виробництві, припадає понад 70% [69]. Таким чином, проблема синтезу екологічно безпечних ПАР має значну актуальність. Для підвищення екологічної безпеки АТП, збільшення ресурсозбереження і покращення економічних показників транспортних підприємств важливим завданням є розробка та впровадження для масового виробництва і споживання

біодеградуєчих ПАР з високим ступенем біорозкладу. Адже, СВ автомийок навіть після очистки містять нафтопродукти, синтетичні ПАР і зважені речовини. Всі ці домішки потрапляють до водних об'єктів, ґрунтів, ґрунтових вод тощо і становлять екологічну небезпеку довкіллю і здоров'ю людей.

Таблиця 1.3 – ПАР, що використовуються в автохімії та миючих засобах АТЗ

Опис	Зовнішній вигляд	Вміст активної речовини, %	Автохімія	Миючі засоби
<b>Аніонні ПАР</b>				
Алкілбензолосульфокислота	Рідина	96		+
Октилсульфат Натрію, C <sub>8</sub>	Рідина	40,5		+
Алкілсульфат Натрію, C <sub>8</sub> – C <sub>10</sub>	Рідина	43		+
Алкілсульфат Натрію, C <sub>9</sub> – C <sub>11</sub>	Рідина	37		+
Лаурилсульфат Натрію, C <sub>12</sub> – C <sub>14</sub>	Гранули; рідина	90; 30		+
Лаурилсульфат амонію	Паста, гель	70		+
Альфоолефінесульфонат Натрію, C <sub>14</sub> – C <sub>16</sub>	Порошок; рідина	93, 35	+	+
<b>Амфотерні та неіоногенні ПАР</b>				
Кокоамфеацетат Натрію	Рідина	32		+
Кокоамід	В'язка рідина	85	+	+
Алкілполіглікозид, C <sub>4</sub>	Рідина	50		+
Лаурилдиметиламіноксид	Рідина	30	+	+
Лаурет – 7	Рідина	100	+	+
<b>Катіонні ПАР і сировина для дезінфекції</b>				
Естерквати	Паста, рідина	90		+
Четвертинний кокоалкіламінітоксилат	Рідина	75	+	+
Бензалконія хлорид	Рідина	50; 80		+
Дидецил диметил хлорид	Рідина	50; 80		+
<b>Оптимізовані суміші ПАР</b>				
Syntapon UNISKO	Гель	52		+
Syntapon UNISKO 300	Рідина	61		
Aktivae DGR (катіонний + неіоногенний)	Рідина	75	+	+
Aktivae DGR 648 (амфотерний + неіоногенний)	Рідина	60	+	+

## **Ідея, мета і завдання дослідження**

Екологічна ситуація, що складається на високоурбанізованих міських територіях в умовах постійного зростання автотранспортної інфраструктури є небезпечною та потребує знаходження найбільш оптимальних рішень. Функціонування об'єктів АТК спричинює ряд небезпечних впливів на атмосферне повітря; ґрунти, ґрунтовий покрив; ґрунтові, поверхневі та підземні води; ландшафти; рослинний і тваринний світ; людину. Особливу небезпеку для довкілля становлять процеси, що відбуваються на територіях з великою кількістю екологічно небезпечних автотранспортних об'єктів. Результати аналізу за першим розділом опубліковано у працях [10, 13, 42, 54, 60, 64]. На основі аналізу літературних джерел висунуто наступні ідею та мету дисертаційної роботи.

**Ідея роботи** полягає в оцінюванні техногенного навантаження на навколишнє середовище, що створюється об'єктами автотранспортної інфраструктури; оцінці екологічних ризиків, пов'язаних з діяльністю цих об'єктів; науковому обґрунтуванні необхідності впровадження заходів для підвищення екологічної безпеки впливу автотранспортної інфраструктури.

**Мета дисертаційної роботи** полягає у підвищенні екологічної безпеки і моніторингу впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на довкілля шляхом обґрунтування рекомендацій та пропозицій з урахуванням дослідження сучасного стану складових міського середовища навколо таких об'єктів та розробкою екологічно безпечного миючого засобу для автотранспорту. Відповідно до поставленої мети визначено такі завдання досліджень:

1. Проаналізувати сучасний стан шкідливого впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на прилеглі території міст для виявлення шляхів підвищення їх екологічної безпеки.

2. Встановити залежності зміни показників забруднення урбосистем від навантаження об'єктами автотранспортної інфраструктури на основі проведених експериментальних досліджень.

3. Розробити математичну модель техногенного навантаження і розповсюдження домішок в зонах безпосереднього впливу джерел техногенного забруднення.

4. Обґрунтувати рекомендації та пропозиції для підвищення екологічної безпеки з боку впливу автотранспортної інфраструктури на основі дослідження сучасного стану складових міського середовища навколо таких об'єктів та екологічного ризику, обумовленого техногенним забрудненням атмосферного повітря.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

#### 2.1 Вибір та обґрунтування напрямку досліджень

Моніторинг впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на довкілля повинен забезпечувати оцінку геоекологічного стану складових екосистем та їх сприятливість для життєдіяльності людини. Проте оцінка геоекологічного стану урбанізованих територій з широко розвиненою автотранспортною інфраструктурою є досить складною. Застосування результатів численних методологічних напрацювань з цієї проблематики є певним наближенням відображенням реальної екологічної ситуації, що складається у великому місті [71]. Основні причини можуть полягати в недостатньому обґрунтуванні ролі геоекологічних критеріїв, що використовуються при оцінці, особливо якщо це комплексні показники.

Водночас, інша складність полягає в різноманітті природних умов (геологічні, гідрологічні, кліматичні тощо) та специфіці антропогенного впливу (розгалуженість автотранспортної інфраструктури, рівень промисловості, кількість і вид працюючих АТЗ, якість моторного палива, обсяги викидів та скидів ШР тощо) на складові навколишнього природного середовища, а також ступеня стійкості і особливостей самовідновлення цих природних складових. Всі ці чинники зумовлюють складність застосування уніфікованих показників якості навколишнього середовища, що не дозволяє дати об'єктивну інтегральну оцінку геоекологічної обстановки урбанізованої території по всій сукупності параметрів [71, 72]. Проблемою широко застосованих методичних підходів також є недостатньо розроблена теоретична основа методології оцінки стану навколишнього середовища та процедури застосування універсальних критеріїв геоекологічного стану, наприклад, якості та ступеня сприятливості середовища [73].

У даний час для оцінки геоекологічного стану середовища використовуються кілька основних методичних підходів. Перший з них заснований на кількісних оцінках стану природних середовищ шляхом їх порівняння зі встановленими граничними лімітами екологічної якості – ГДК, ГДС, ГДР, ОБРВ тощо [74].

Другий підхід заснований на оцінках рівнів (класів) змін екологічного стану компонентів оточуючого середовища і, як наслідок, ступеня їх сприятливості (в балах) для життєдіяльності біоти, в тому числі людини [75].

Третій – «екосистемний» підхід, заснований на функціональній єдності всіх природних середовищ, що передбачає оцінку стану навколишнього середовища в цілому, а вже потім – деталізацію якості її складових з використанням вищезазначених методичних підходів [76].

У більшості діючих нормативно-методичних документів виділяється чотири класи геоекологічного стану довкілля (рівня порушеності екосистем) – норми, ризику, кризи і лиха, які відповідають класам сприятливого, умовно сприятливого, несприятливого і дуже несприятливого екологічного стану [77]. Ці класи регламентовані для більшості природних середовищ і об'єктів, однак існує думка, що необхідно враховувати тільки найбільш значущі в екологічному плані складові навколишнього середовища і показники їх стану [76].

Як зазначалося, геоекологічний стан складових навколишнього середовища формується за участю природних (визначають природну якість) і антропогенних факторів (визначають ступінь техногенних змін). Таким чином, характер та інтенсивність антропогенного впливу на довкілля залежить від ступеня стійкості і релаксації природних екосистем за такого впливу. Отже, складність взаємозв'язку цих чинників передбачає розробку критеріїв оцінки екологічного стану території, що враховують специфіку впливу і його наслідків в об'єктах навколишнього середовища.

Основні відмінності в характері та інтенсивності антропогенного впливу на довкілля обумовлені географічним розподілом промислових об'єктів, в тому

числі об'єктів АТК урбанізованих територій. Водночас, існуючі ландшафтні відмінності територій і стійкості ландшафтів до впливів формують просторову неоднорідність екологічної ситуації, що також недостатньо враховується при оцінці екологічного стану територій житлових забудов [76, 77].

Таким чином, оцінка геоекологічного стану складових довкілля навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури проводиться за принципами, заснованими на комплексі уніфікованих критеріїв, які враховують природні умови, рівень промисловості і специфіку антропогенного навантаження [19, 77].

Алгоритм оцінки включає такі послідовні дії:

- виявлення основних екологічних проблем території;
- аналіз впливу антропогенних чинників на складові довкілля;
- вибір репрезентативних об'єктів оцінки;
- розробка комплексу оціночних критеріїв і показників;
- виділення оціночних таксонів (об'єктів, ділянок);
- розрахунки оціночних критеріїв і показників.

Цей алгоритм детально розроблений для процедури оцінки геоекологічного стану (в основному, – забруднення) окремих природних середовищ за їх хімічним складом і властивостями, що дозволяє дати інтегральну оцінку екологічного стану території навколо об'єктів АТК по всій сукупності параметричних даних [75].

Отже, запропонований методологічний підхід до вибору основних складових оцінки якості природного середовища навколо АТК у великому місті передбачає характеристику хімічного складу середовища, а саме природних ландшафтів, приземної атмосфери, ґрунтів, поверхневих і підземних вод, донних відкладень тощо [72]. Крім абіотичних компонентів, для загальної картини екологічного стану використовуються також біотичні компоненти – біоіндикатори, в якості яких виступають рослинні види (лишайники, береза, сосна, кульбаба тощо) і найпростіші живі організми (бактерії, водорості, рачки тощо) [78, 79].

Методичні підходи до вивчення геоecологічного стану міських територій поділяють на дві основні групи – еколого-геохімічні і еколого-гігієнічні [71, 75]. Методи першої групи оперують оцінкою екологічного стану через величини кларків концентрацій хімічних елементів та їх сполук, перевищення регіональних і місцевих геохімічних фонів, та інших параметрів (СПЗ, ПХЗ тощо). Еколого-гігієнічні підходи базуються на розроблених санітарно - гігієнічних нормативах, що лімітують присутність екологічно небезпечних полютантів в об'єктах довкілля (ГДК, ГДР, ОБРВ тощо). Нормативи ГДН на навколишнє середовище визначаються з урахуванням впливу на живий організм. При цьому еколого-гігієнічні підходи розрізняються у визначенні межі хімічного впливу (забруднення) – ГДК і фізичного – ГДР.

Регламентація еколого-геохімічних показників стану (якості) основних компонентів природного середовища за рівнем їх забруднення (табл. 2.1) в цілому співвідноситься з класами сприятливості геоecологічного стану навколишнього середовища для біоти і людини [75].

Таблиця 2.1 – Еколого-геохімічні показники якості складових довкілля

Компоненти навколишнього середовища	Показник	Рівень забруднення компонентів, од			
		Низький	Середній	Високий	Дуже високий
Атмосферне повітря	ІЗА	<5	5–7	7–14	>14
Ґрунти	СПЗ	<16	16–64	64–128	>128
Донні відклади	СПЗ	<10	10–30	30–100	>100
Водні об'єкти	ІЗВ	<1	1–4	4–10	>10

Узагальнення і аналіз матеріалів проведених геоecологічних досліджень урбанізованих територій дозволяють виявити і схарактеризувати основні параметри антропогенного забруднення компонентів довкілля навколо об'єктів АТК. У табл. 2.2 наведено спектр забруднюючих речовин і процесів, їх



джерело, природні середовища – реципієнти забруднення, а також інтенсивність і характер прояву впливу.

Таблиця 2.2 – Види і параметри локального антропогенного забруднення складових навколишнього природного середовища навколо об’єктів АТК

Вид забруднення	Забруднювачі, параметри	Основні джерела, процеси забруднення	Екосистеми	Рівень забруднення	Характер проявлення
Механічне забруднення	Пил	Автотранспорт, автомагістраль, природні процеси	Приземний шар атмосфери, сніговий покрив, ґрунт	Низький – середній	Площадковий
	Зважені речовини (PM)		Ґрунт, поверхневі води, опади	Низький – високий	Площадковий
Хімічне забруднення неорганічними речовинами	Газоподібні речовини	АТК	Атмосферне повітря	Низький – високий	Площадковий
	Важкі метали	АТК	Ґрунт, ґрунтові, поверхневі води	Низький – середній	Площадковий
	Сполуки Нітрогену	Автотранспорт, природні процеси			Точковий
	Сульфати				Точковий
Хімічне забруднення органічними речовинами	Газоподібні речовини	АТЗ	Атмосферне повітря	Низький – високий	Площадковий
	Нафтопродукти	АЗС, АТП, автотранспорт	Ґрунт, вода, повітря	Низький – середній	Точковий
		АТП, АТЗ	Ґрунтові, поверхневі води, ґрунт	Низький – високий	Точковий
Фізичне забруднення	Шум, вібрація	Автотранспорт	Повітря, ґрунт	Високий	Точковий

## 2.2 Методологія проведення досліджень та встановлення зв’язку між техногенним навантаженням і якістю довкілля

Виходячи з теми дисертації, мети і поставлених у роботі завдань, розроблена методологія наукових досліджень, яка включає два основних етапи:

теоретичні дослідження та експериментальні. Розроблений алгоритм базується на моніторингу впливу об'єктів АТК на складові довкілля та визначенні основних факторів цього впливу, встановленні теоретичних закономірностей та залежностей впливу найбільш значущих факторів з позиції екологічної безпеки із використанням сучасних методів та методик експериментальних досліджень.

Концептуальну модель оцінки техногенного впливу з боку об'єктів АТК на довкілля наведено на рис. 2.1.



Рисунок 2.1 – Концептуальна модель оцінки техногенного впливу з боку об'єктів АТК на довкілля.

З рис. 2.1 випливає, що авторські експериментальні дослідження передбачали:

- відбір проб снігу та ґрунту навколо об'єктів АТК за регламентованими методиками [80, 81];
- якісний аналіз водних ґрунтових витяжок на наявність основних катіонів і аніонів [82–85];
- визначення показників кислотного та сольового забруднення ґрунтів, а також пилового навантаження [86];

– проведення оцінки токсичності ґрунтів територій, прилеглих до об'єктів АТК, за допомогою біоіндикаційних методів, зокрема «Ростового тесту», що передбачає відбір проб ґрунту в місцях дослідження та вирощування на ньому тест-рослини [87,].

– визначення показників забруднення повітря на основі моніторингових даних ЦГО та за допомогою методів ліхеноіндикації.

Перспективними напрямками вважається комплексна оцінка забруднення ґрунту; комбінація різних методів, зокрема, польових, хімічних, біологічних, картографічних та ін.; застосування функціонально-екологічного підходу; адаптованість способів до певних ґрунтово-кліматичних умов територій та конкретних типів ґрунтів; створення способів, що мають еколого-економічний ефект [75, 78, 88].

В роботі обґрунтована доцільність використання біологічної індикації для оцінки забруднення ґрунтів як один із специфічних методів моніторингу, що спирається на дослідження складу, властивостей і чисельності індикаторів в антропогенних умовах.

Комплексне використання результатів як аналітичних, так і біологічних досліджень дає змогу розширити можливості для виявлення причинно-наслідкових зв'язків стану ґрунтів і факторів впливу на них, підвищити рівень ефективності системи оцінки стану ґрунтів [75, 78].

Особливу увагу приділяли вибору показників моніторингу ґрунтів та атмосферного повітря, періодичності спостережень і методів дослідження. Зокрема, показники повинні бути оптимальними, простими і доступними, забезпечувати реальність виконання поставлених завдань і не викликати втрати наявної аналітичної інформації.

Біотестування є ефективним методом оцінки потенційної небезпеки хімічного, фізичного або біологічного впливу на природні середовища. Біоіндикаційні методи передбачають екологічну оцінку середовища за допомогою живих об'єктів і базуються на спостереженні за складом та кількістю видів-індикаторів. Вибір методу біоіндикаційних досліджень

передбачав такі основні ознаки: швидкість проведення досліджень; отримання точних і достовірних результатів; достатня кількість відібраних тест-об'єктів [89]. Тест-реакцію визначали як одну з реакцій, що закономірно виникає в тест-системі у відповідь на вплив комплексу зовнішніх факторів. Кількісним виразом тест-реакції є тест-параметр [85, 89, 90].

Біоіндикаційні дослідження виконувались експериментальними методами за методиками, поданими в [89]; [91], інтерпретацію та оброблення даних проводили за допомогою програмних продуктів Microsoft Excel, Statistica 12.0.

### **2.3 Характеристика об'єктів дослідження**

Об'єктами дослідження обрано зміну екологічного стану основних складових навколишнього середовища на території міста (на прикладі м.Києва) а предметом вивчення – їх геоекологічні характеристики і особливості в залежності від навантаження об'єктами АТК.

У процесі дослідження було вивчено геоекологічний стан (якість) таких компонентів довкілля, як атмосферне повітря (методом моделювання та експериментального вивчення атмосферних опадів); сніговий, ґрунтовий і рослинний покрив (на прикладі лишайникових угруповань і вищих рослин). Методологічною основою виконання роботи при аналізі складових екосистем є системний підхід [71, 75].

Усього за період 2017–2019 рр. на території міста було взято і проаналізовано 220 проб (зразків), основна частина з яких припадає на ґрунти (32,4%), атмосферні опади (13,2 %), зразки рослин – 23,5% (табл. 2.3).

Щільність випробування природних середовищ варіювалася від 1 до 3 проб на 1м<sup>2</sup>. Відстань між сусідніми пробами (вимірами) в межах одного об'єкта впливу, наприклад, АЗС, автомийки складала від 0,5 до 100 м. Більша частина проб взята поблизу АЗС, автомийок та автомагістралей. Відбір зразків ґрунту уздовж автомагістралей виконували на відстані 1–30 м від дорожнього

покриття. Таким способом досліджувалися найнебезпечніші та найбільш техногенно навантажені міські території.

Таблиця 2.3 – Обсяги випробування, вимірів та лабораторного вивчення природних середовищ на території міста Києва за 2017–2019 рр.

Атмосферні опади		Ґрунти	Рослинний покрив		Всього проб (вимірювань)
Дощова вода	Снігова вода		Лишайники	Деревні види	
Кількість проб, штук					
5	45	110	80	100	220
Частка від загального числа зразків, %					
1,4	13,2	32,4	23,5	29,4	100
Кількість проб на загальний хімічний сольовий склад, штук					
5	45	80			120
Наявність основних катіонів і аніонів					
5	45	80			120
Кислотність середовища (показник pH)					
5	45	80			100
Таксономічні, морфологічні, біофізичні показники					
			80	100	100

В якості вихідних картографічних матеріалів використовувалися інтернет-мапи міста Києва. Для пунктів спостереження встановлено географічні координати з використанням мобільного додатку GPS.

Методики пробовідбору та пробопідготовки відповідали типовим, загальноприйнятим в геоекологічних дослідженнях [80, 81, 86]. Так, відбір проб снігу проводився в кінці лютого триразовим повтором на всю потужність непорушеного снігового покриву. Проби талої води фільтрували з поділом снігової води та твердого залишку, який висушувався і зважувався. За масою пилу в пробі за формулою, наданою в роботі [86] розраховувалося середньодобове пилове навантаження.

Лабораторне вивчення проб компонентів природного середовища проведено для наступного спектра показників: загальний хімічний склад (кисотно-сольовий вміст), специфічні забруднюючі речовини, наявність

основних катіонів і аніонів), фізико-хімічні властивості (показник рН) та біохімічні властивості, зокрема фітотоксичність.

Аналітичні дослідження проб виконано за атестованими методиками. Методичною основою екологічної інтерпретації отриманих аналітичних даних стало їх порівняння з діючими санітарно-гігієнічними нормативами, а також з відомими регіональними та місцевими фоновими значеннями показників природних середовищ (контрольні проби). Для оцінки екологічного стану окремих складових природних середовищ використовувалися елементні і інтегральні показники, що містяться в методичних рекомендаціях (коефіцієнти концентрації, забруднення, акумуляції тощо) [91, 92].

#### **2.4 Хімічний аналіз водних ґрунтових витяжок і проб снігу та методи розрахунків комплексних показників забруднення**

Комплексна оцінка включає покомпонентне вивчення ґрунтової екосистеми (зокрема, ґрунт як такий, ґрунтовий розчин, ґрунтове повітря, біоскладова) з дослідженням сумарного забруднення хімічними речовинами (солі, кислоти, сполуки ВМ, нафтопродукти, ПАР тощо) [71, 93–95].

Зразки ґрунтів і снігу для дослідження відбирали за стандартним методом конверту – з кутів і центральної частини квадрату розміром 2х2 м з поверхневого горизонту до глибини 15 см відповідно до вимог ДСТУ 4287:2004 та маркували відповідно точок відбору проб. Далі зразки висушували, вилучали сторонні включення, розтирали у порцеляновій ступці та просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм [91].

Для приготування водної ґрунтової витяжки 100 г підготовленого повітряно-сухого ґрунту поміщали в колби, додавали 500 мл дистильованої води, перемішували впродовж 10–20 хв і залишали у темному прохолодному місці на 24 год, а потім фільтрували через паперовий складчастий фільтр. Визначення проводили одразу після фільтрування ґрунтового розчину [92].

pH ґрунтової витяжки визначали потенціометричним методом з використанням потенціометра (іономера), відкаліброваного в одиницях pH, за температури  $20 \pm 0,050^\circ\text{C}$  [86]. Як електрод порівняння використовують хлорсрібний електрод. Калібрування pH-метру проводили за 5-ма буферними розчинами, що охоплюють усю досліджувану область значень pH (1,68; 3,56; 4,01; 6,86; 9,18).

Для визначення рівня кислотності досліджуваних проб снігу використовували універсальні індикатори. Відомо, що на величину pH впливають основні гідроксиди, кислоти, а також схильні до гідролізу карбонати і гідрокарбонати, гумінові речовини тощо [91]. Як наслідок, у водних зразках відбуваються хімічні та біологічні перетворення, а також втрати вуглекислоти. Значення pH вимірювали відразу ж після відбору проб.

Якісний аналіз водних ґрунтових витяжок та проб снігу на наявність аніонів  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{S}^{2-}$  та катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  проводили за тест-реакціями [82–85].

При визначенні іонів  $\text{SO}_4^{2-}$  їх осаджували іонами Барію в кислому середовищі ( $\text{pH} \approx 5$ ):



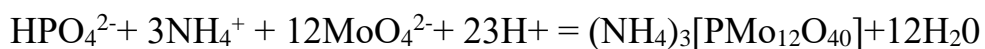
Виявлення іонів  $\text{Cl}^-$  проводили за взаємодією хлоридів з аргентум нітрат  $\text{AgNO}_3$  у присутності нітратної кислоти. Тест вважали позитивним, якщо внаслідок взаємодії утворюється характерний сіруватий творожистий осад хлориду Аргентуму:



Виявлення катіонів  $\text{NH}_4^+$  виконували шляхом нагрівання проб з розчином  $\text{NaOH}$ , спостерігаючи за виділенням амоніаку  $\text{NH}_3$  (має специфічний різкий запах).

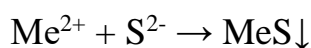
Для встановлення наявності у пробах фосфат-іонів застосовували реакцію з амоній молібдатом у кислому середовищі. Наявність фосфат-іонів

підтверджується, якщо внаслідок реакції утворюється сіль фосфорно-молібденової гетерополікислоти характерного жовтого забарвлення:



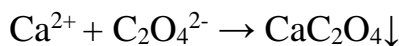
Проте цей тест є характерним тільки для ортофосфатів, тоді як поліфосфати й естери фосфорних кислот з амоній молібдатом не реагують. Тому категоричний висновок щодо наявності чи відсутності сполук Фосфору у досліджуваних зразках зробити неможливо.

Для виявлення вмісту катіонів важких металів ( $\text{Me}^{2+}$ ), зокрема, Плюмбуму  $\text{Pb}^{2+}$ , Цинку  $\text{Zn}^{2+}$ , Купруму  $\text{Cu}^{2+}$ , Меркурію  $\text{Hg}^{2+}$ , Кобальту  $\text{Co}^{2+}$ , Ніколу  $\text{Ni}^{2+}$  проводили реакції з розчином натрій сульфіді  $\text{Na}_2\text{S}$  і спостерігали за утворенням забарвлених осадів за реакціями виду:



Для визначення вмісту нітрат-іонів  $\text{NO}_3^-$  використовували розчин дифеніламіну (ДА). На скляну пластинку наносили декілька крапель ДА і додавали по краплинах досліджувані проби водних витяжок. Спостерігали утворення виразних синіх контурів на склі.

Вміст катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  виявляли у досліджуваних зразках при додаванні розчину Натрій оксалату  $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$ . При цьому спостерігали утворення білого осаду  $\text{CaC}_2\text{O}_4 \downarrow$ , нерозчинного в ацетатній кислоті  $\text{CH}_3\text{COOH}$ :



Кількісне визначення вмісту у пробах катіонів Кальцію і Магнію (а саме вони зумовлюють утворення сульфатів і хлоридів Кальцію і Магнію ( $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ) проводили титриметричним методом у лужному середовищі ( $\text{pH} \approx 10$ ). У конічну колбу вміщували 25 мл ґрунтового розчину,



додавали 2-3 мл буферного розчину і титрували розчином трилону Б до переходу червоного забарвлення в синє [91].

Розрахунок проводили за формулою:

$$T = (c_B \times V_B / V_B) * 1000 \quad (2.1)$$

де  $c_B$  – молярна концентрація еквіваленту Трилону Б у розчині (за стандартом – 0,02 моль/дм<sup>3</sup>);

$V_B$  – середнє значення об'єму розчину Трилону Б, що було витрачено на титрування, см<sup>3</sup>;

$V_B$  – об'єм водної ґрунтової витяжки, що взятий для титрування, см<sup>3</sup>.

Визначення маси сухого залишку (пил, сажа, нерозчинні солі) виконували гравіметричним методом. З кожної проби відбирали по 100 см<sup>3</sup> розчину та випаровували впродовж 2 год у сушильній шафі. Після чого розчини переносили в тигль (попередньо визначали масу сухого тигля) для подальшого висушування у шафі до постійної маси. За масою сухого залишку розраховували навантаження мінеральними домішками за формулами [86, 91]:

$$P_s = m / S, \quad (2.2)$$

де  $m$  – маса зважених часток, кг;

$S$  – проективна площа осадження снігом, км<sup>2</sup>.

$$P_s = m / S \cdot t, \quad (2.3)$$

$t$  – час експозиції з початку снігоставу до відбору проби, діб.

За величиною кислотності та сульфатно-хлоридним вмістом для кожного досліджуваного поста спостережень (ПС) визначали комплексний показник забруднення [91]. Зокрема, коефіцієнт забруднення за показником кислотності  $K_{pHi}$  визначали відношенням вимірюваних значень рН в досліджуваних точках до фонового значення за формулою:

$$K_{pH_i} = pH_i / pH_{\Phi_i} \quad (2.4)$$

де  $pH_i$  – фактичне значення величини кислотності водної ґрунтової витяжки;

$pH_{\Phi_i}$  – фонове значення кислотності.

Коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом  $K_{Ci}$  розраховують за формулою:

$$K_{Ci} = C_i / C_{\Phi_i} \quad (2.5)$$

де  $C_i$  – фактичне значення сульфатно-хлоридного вмісту водних ґрунтових витяжок, ммоль/л;

$C_{\Phi_i}$  – фонове значення вмісту.

## **2.5 Методика ліхенологічних досліджень міських екосистем в умовах впливу автотранспортної інфраструктури**

Підвищення техногенного впливу на довкілля призводить до пошуку найбільш ефективних методів моніторингу складових навколишнього середовища. Чутливими до екологічного стресу, зокрема, забруднення атмосферного повітря, є лишайники та мохоподібні. А, отже, вони можуть бути ефективними біомаркерами для екологічної оцінки стану екосистем [96–98]. Ліхенологічні дослідження відіграють особливу роль в структурі екомоніторингу. Ліхеноіндикатори дозволяють дати оцінку про стан атмосферного повітря, зокрема в багаторічному вимірі, оскільки носять акумулюючий характер. Крім того, багаторазові (повторні) дослідження дозволяють визначити та спрогнозувати динаміку забруднення урбосистем. [99, 100].

В основі змін видового складу лишайникових угруповань під впливом забруднення повітряного середовища лежить диференційна чутливість різних

видів до дії полютантів [101, 102]. Зокрема, можна виокремити дві основні взаємодії забруднювачів та ліхенофлори. Перша взаємодія в тому, що забруднювачі повітря поглинаються таломом і, як наслідок, суттєво змінюють хімічну структуру лишайників. Це, наприклад, дія на лишайники сильних нітратної та/або сульфатної кислот, що потрапляють з атмосферними опадами. При другій взаємодії, ШР не накопичуються у тканинах ліхенофлори, однак відбувається швидка деструкція талому, що спричинює, наприклад, сполуками Хлору разом з кислотами. При цьому, їх концентрація збільшується у вологому повітрі взимку, особливо після використання протижеледних реагентів на автошляхах [102].

В роботі для встановлення показників повітряного середовища навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури використано ліхеноіндикаційний метод, згідно методики О. П. Мелехової та О. І. Єгорової [103]. Отже, для проведення ліхенологічного дослідження враховували такі параметри [101, 103]:

- сумарну кількість ліхенофлори на деревах;
- чисельність окремо накипних, листуватих та кущистих лишайників;
- загальний ступінь покриття лишайника кори кожного дерева;
- середній ступінь покриття кожного окремого виду;
- частоту зустрічання кожного виду.

У ході спостережень виконували фотозйомку наявних на ділянках лишайників для їх подальшого визначення. Для ліхенологічних досліджень використовували різні дерева на досліджуваних ділянках. Досліджувані ділянки ділили на квадрати, в кожному з яких підраховували загальну кількість дерев з наявною ліхенофлорою. Для ліхенологічної оцінки проводили вимірювання та подальший аналіз ліхенопараметрів.

Таким чином, вивчення стану та різноманіття ліхенофлори проводили на таких ділянках, що знаходяться поблизу об'єктів АТК та автомагістралей:

- 1 ділянка охоплює територію, що знаходиться на відстані до 5 м від автомагістралі;

- 2 ділянка розташована на відстані до 10 м від автомагістралі;
- 3 ділянка – до 15 м від автодороги.

Крім того, враховували основні параметри автомагістралі – ширину дороги, інтенсивність руху автотранспортного потоку, кількість смуг руху з кожної сторони тощо, наявність об'єктів АТК тощо. Площа територій спостережень становила  $10 \times 10$  м, де для біоіндикації вибирали 10 старих здорових дерев, що ростуть окремо. Відмічали, які види лишайників траплялися на ділянці, який відсоток загальної площі рамки займає кожен вид, що росте там. Окрім того, зазначали життєздатність кожного зразка [103, 104].

Оцінку ступеня покриття деревного стовбура ліхенобіотою виконували таким чином: на зарослу лишайниками частину дерева накладали рамку площею  $10 \times 10$  см з клітинами  $1 \times 1$  см. Підраховували, який відсоток площі рамки покрито ліхенофлорою [104]. Разом з параметрами джерела забруднення враховували характеристику досліджуваної території, а саме: площу парку, основні види деревних насаджень, приблизний вік дерев, наявність поряд з парком водних об'єктів тощо.

Частоту трапляння лишайників  $A_{виду}$  розраховували за формулою (2.6) згідно з методикою [103]:

$$A_{виду} = \frac{m_{виду}}{n} \cdot 100, \% \quad (2.6)$$

де  $m_{виду}$  – кількість лишайників даного виду;

$n$  – загальна кількість дерев у досліджуваному квадраті.

Середній ступінь покриття площі рамки ліхенофлорою кожного виду розраховували за формулою (2.7) [103]:

$$S_{виду} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n S_i, \% \quad (2.7)$$

де  $S_i$  – ступінь покриття площі рамки лишайниками окремого дерева, %.

Після проведення розрахунків кожному отриманому значенню частоти зустрічання лишайників певного виду  $A_{виду}$  й ступеню їхнього покриття  $S_{виду}$  привласнювали умовний бал оцінки: відповідно  $a_{виду}$  й  $s_{виду}$  за шкалою, наведеною в табл. 2.4.

Таблиця 2.4 – Оцінка частоти трапляння й ступеня покриття лишайниками (за п'ятибальною шкалою)

Умовний бал оцінки	Частота зустрічальності $A_{виду}$		Ступінь покриття $S_{виду}$	
	значення, %	оцінка	значення, %	оцінка
1	0–5,0	дуже рідко	0–5,0	дуже низький
2	5,1–20,0	рідко	5,1–20,0	низький
3	20,1–40,0	рідко	20,1–40,0	середній
4	40,1–60,0	часто	40,1–60,0	високий
5	60,1–100	дуже часто	60,1–100	дуже високий

Далі для кожного виду ліхеноіндикаторів обчислювали середній умовний бал частоти зустрічання й ступеню покриття за формулою (2.8):

$$M_{виду} = \frac{a_{i_{виду}} + S_{i_{виду}}}{2} \quad (2.8)$$

Показник чистоти атмосферного повітря визначали за формулою (2.9):

$$Q = \frac{M^H + 2 \cdot M^I + 3 \cdot M^K}{30} \quad (2.9)$$

де  $M^H$ ,  $M^I$  и  $M^K$  – середній бал частоти зустрічання й ступеню покриття різних видів ліхеноіндикаторів.

Залежно від отриманого показника чистоти атмосферного повітря (0,0–1,0) для ділянок дослідження визначали один з п'яти рівнів забруднення за шкалою Браун-Бланке [103]:

1. Забруднення сильне («лишайникова пустеля»). Показник відносної чистоти атмосфери знаходиться в межах 0,0–0,20.

2. Забруднення досить сильне (0,21–0,40).

3. Забруднення середнє (0,41–0,60).
4. Забруднення незначне (0,61–0,80).
5. Забруднення відсутнє (0,81–1,0).

## **2.6 Методика оцінки стану ґрунтів, прилеглих до об'єктів АТК, методом фітотестування**

Методи біотестування, які використовуються для оцінки стану довкілля та для забезпечення ефективного біомоніторингу, повинні мати такі основні властивості: характеризувати життєво важливі показники біоти; мати високу чутливість для визначення найменших відхилень від норми; забезпечувати доступність та зручність для лабораторного дослідження та визначення у природних умовах; методи повинні бути простими і відносно дешевими [105–110]. Крім того, біотести повинні відповідати параметрам, що характеризують вузький діапазон чутливості до дії стресорів, а саме: бути чутливими до антропогенних впливів; реакції біотестування у лабораторних умовах повинні бути відомими для порівняння з дослідженнями у реальних умовах; біотести мають бути візуально однаковими в умовах одного дослідження [111, 112].

Використання рослин для біотестування ґрунтів вимагає врахування природних властивостей ґрунтових екосистем як об'єкта біологічного контролю довкілля. Особливим параметром є надходження до ґрунту різних сполук, зокрема токсичних, що спричиняє їх хімічне забруднення.

Хімічне навантаження ґрунту означає деградацію його природного стану через надходження та накопичення нехарактерних для нього хімічних речовин або підвищення концентрацій властивих речовин до величин, що перевищують нормативні значення [113, 114].

Визначення токсичності забруднених ґрунтів в Україні проводиться за ДСТУ ISO 11269-2-2002, ДСТУ ISO 11269-1:2004 [87]. Для оцінки забруднення середовища використовують стандартизовані реакції біотестів (рослинних, тваринних угруповань, різноманітних мікроорганізмів тощо), які визначений

період часу знаходилися в умовах техногенного забруднення, виконуючи спостереження і фіксує відхилення від нормативів показників морфологічних, фізіологічних, генетичних тощо функцій біотестів. Після проведення експериментального дослідження, наприклад, проростання рослинних тестів, фітотест вилучають із антропогенного середовища та аналізують отримані показники реакції організму. Найширше для оцінки фітотоксичності ґрунтових екосистем застосовують такі рослини як, крес-салат, пшениця, гірчиця, редис тощо.

У зв'язку з тим, що біологічні системи є інерційними, а їхні відгуки – неспецифічними, екотоксикологічні дослідження обов'язково потрібно виконувати разом з геохімічною оцінкою якості ґрунту, а при оцінці визначати кореляційні та регресійні залежності між біо- і абіо- показниками. Завдяки цьому можна виокремити домінуючий чинник впливу і встановити найінформативніші індикаційні біомаркери. Крім того, встановлення регресійних і кореляційних залежностей дає змогу моделювати та прогнозувати сценарії розвитку екологічної обстановки [115].

Охоронні пакети документів, що стосуються індикаційної оцінки стану екологічної системи «ґрунт-флора» за біохімічними параметрами, ґрунтуються на діагностиці впливу надлишку ШР, нестачі мікроелементів, дослідженні показників біохімічної активності, що характеризують явища антагонізму та синергізму токсикантів, макро- і мікроелементів, встановленні зворотнього зв'язку рівня навантаження та рівня біохімічної активності такої системи. При цьому наслідки впливу токсикантів на ґрунтову екосистему залежать від характеру забруднювачів, чутливості рослин, властивостей ґрунту, форм знаходження токсикантів у ґрунті та їх співвідношення [109, 110].

Інший спосіб визначення токсичності ґрунтів передбачає біотестування за кількістю організмів за умови дотримання оптимальної вологості ґрунту. В такому випадку фітотоксичність ґрунтових систем встановлюють за азотфіксуючою активністю бульбочкових бактерій, які сприяють формуванню бульби в кореневій системі у 15–20-сантиметровому шарі ґрунту. Такий

експеримент проводять через 21 день після весняного проростання до фази цвітіння. Рівень екотоксичності ґрунту встановлюють за внутрішнім забарвленням бульбочок (рожеве або червоне). Якщо забарвлення більш ніж у 50 % клубочків, то стан ґрунту оцінюють як задовільний, наявність його у 20–50 % – вважають екологічним ризиком, а менш ніж у 20 % – екологічним лихом [116].

Біомоніторинг довкілля можна проводити на локальному, регіональному та національному рівнях. Цей метод має низку переваг, а саме:

- визначення сукупного ефекту впливу зовнішніх чинників;
- доступне вивчення реакції збудників на рослинах і мікроорганізмах;
- забезпечення просторового та часового визначення;
- можливе застосування засобів профілактики.

Виділяють індикаційні статичні та динамічні ознаки. До статичних ознак належать, наприклад, наявність деякого індикатора та його вигляд, до динамічних – швидкість проростання чи інші зміни, що відбуваються в часі. Фітоіндикацію можна використовувати не тільки як індикатор окремих чинників впливу, а також як показник сумарних умов, наприклад, впливу типів ґрунтів чи кліматичних умов, гірських порід тощо. При цьому зовнішні стресори впливають на кислотність середовища, щільність коріння тощо [117].

Фітотестування ґрунтується на чутливості рослин до екзогенного хімічного впливу, що позначається на ростових і морфологічних характеристиках [111, 113, 118]. На даний час накопичено об'ємний матеріал рекомендацій і пропозицій щодо застосування видів рослин. Зокрема, у дослідженнях з фітотоксичного аналізу забруднених ґрунтів обґрунтовується зональний підхід. Науковці пропонують в якості тестових культур використовувати насіння найбільш характерних для досліджуваного типу ґрунтів рослин [113].

Насіння різних рослин вибірково реагують на певні хімічні речовини. Важливою характеристикою фітотестів, що впливає на результат випробувань, є вплив чинників середовища. Отже, реакція тест-рослин складається з реакції



на самі токсиканти та реакції на зовнішні чинники. Зокрема, повідомляється про існування певної залежності між вмістом органічної речовини та коефіцієнтом фітотоксичності [119, 120].

Контакт рослин із ґрунтом, а отже, і з токсикантами відбувається через кореневу систему, яка є дуже чутливою до наявності ШР. Тому, як показники для оцінки якості досліджуваного середовища використовується довжина коренів рослин і висота їх наземної стеблової частини. За даними експертів, пригнічення росту і розвитку тест-об'єктів на 20 % і вище свідчить про фітотоксичність ґрунту та потребує заходів з його нейтралізації [105, 113].

У нашому дослідженні як тест-рослину використовували насіння крес-салату. Ця рослина є інформативною у разі забруднення середовища ВМ, вуглеводнями, радіоактивними речовинами тощо, а також за комплексного забруднення ґрунтів. Найбільшою перевагою обраного фітоіндикатора є швидке сходження і активне проростання паростків, що сильно пригнічується у присутності токсикантів, а також доступність вимірювання біопараметрів.

Методика дослідження полягала у наступному: 150–200 г ґрунту вносили в чисті посудини та висаджували у кожен по 15 насінин крес-салату. Попередньо насіння замочувалось впродовж 3-ох годин. Обов'язковою була підтримка постійної вологості досліджуваного ґрунтового зразка; тривалість експерименту становила 14 днів. Встановлення фітотоксичності досліджуваних зразків ґрунтів проводили за методикою, детально описаною у роботах [103, 118].

Під час проведення дослідження зазначали час проростання насіння; сумарну кількість насінин, що зійшли; висоту стебел на першому та другому тижні пророщування. Протягом експериментального визначення спостерігалися та фіксувалися зміни у стані рослин на різних стадіях їх розвитку.

На етапі сходження насінин фіксували міцність та рівність стеблин, забарвлення, пошкодження чи дефекти наземної частини тощо, тобто проводили візуальну оцінку стану пророслих рослин. На цьому етапі вже можна приблизно оцінити рівень забруднення ґрунтового середовища.

Наприклад, про сильний рівень забруднення свідчать дрібні, тонкі паростки, жовте забарвлення рослини, мала частка загального сходження, менше 20 % тощо [103].

Аналізом отриманих результатів встановлювали фітотоксичний показник забруднення зразків ґрунту. Для визначення фітотоксичного ефекту зазвичай використовують такі біопараметри, як маса рослин, довжина кореневої або стеблової системи, кількість пригнічених рослин або кількість насінин, що зійшли тощо та порівнюють з контрольним зразком. У нашому дослідженні біопараметром для розрахунків було обрано висоту стебел рослин, що проросли за час усього експерименту. Фітотоксичну дію вважали доведеною, якщо фітотоксичний ефект становив 20 % і більше.

Показник фітотоксичності розраховували за формулою (2.10) [103]:

$$I_{\Phi E} = (B_0 - B_x) / B_0 \cdot 100, \% \quad (2.10)$$

де  $B_0$  – значення біопараметра (висота стебел) у посудині з контрольним зразком, см,  $B_x$  – значення аналогічного біопараметра у посудині з досліджуваними зразками, см.

Рівні забруднення досліджуваного середовища оцінювали за такою шкалою, [103]:

1. Забруднення сильне – сходження до 20 %, дрібні спотворені паростки.
2. Забруднення середнє – сходження 20–60 %, паростки тонкі та морфологічно порушені.
3. Забруднення слабке – сходження насіння 60–90 %, паростки майже однакової довжини.
4. Забруднення відсутнє – сходження насіння 90–100 %, паростки однорідні, міцні.

## 2.7 Методика статистичної обробки результатів експериментів

Відповідно до поставлених завдань у дисертаційній роботі формувались вибірки показників вмісту ШР, визначались мінімальні та максимальні значення по кожному показнику та фонові показники. Зокрема, в роботі проаналізовані показники забруднення ґрунтів та снігового покриву; параметри ліхеноіндикації та фітотестування; показники атмосферного моніторингу тощо за період 2017–2019 рр.

Експериментальні визначення проводили у п'ятикратній повторюваності для отримання результатів з довірчою ймовірністю  $p = 95\%$  (рівень значущості  $\alpha = 5\%$ ). При цьому розраховували середнє арифметичне значення функції відгуку та оцінку дисперсії для паралельних експериментів [115].

Відтворюваність дослідження перевіряли за непараметричним критерієм Кохрена, який базується на співставленні сум квадратів відхилень від середнього арифметичного значення і застосовується у випадку, коли потрібно встановити однорідність результатів декількох серій експериментів. Розрахункове значення критерію Кохрена для перевірки відтворюваності експериментів обчислювали як відношення максимальної з оцінок дисперсії ( $D_{max}$ ) до суми усіх оцінок дисперсії ( $\sum D_i$ ) [115].

В усіх дослідних експериментах нульова гіпотеза була відхилена на рівні значущості  $\alpha = 5\%$ . Таким чином було встановлено, що експерименти є відтворюваними, а оцінки дисперсій – однорідними.

Розрахунки при виконанні геохімічного дослідження зразків та інші обчислювальні операції було виконано з використанням пакету MS Excel. Візуалізація екологічної оцінки виконувалася у вигляді електронних таблиць, гістограм і графіків.

Обробка отриманих результатів полягала в їх систематизації, створенні комп'ютерних баз даних, формуванні та подальшій статистичній обробці репрезентативних вибірок. Статистичну обробку даних проведено з використанням програм "Statistika 6.1" і "Microsoft Excel".

Перевірку вибірок на однорідність проводили після попереднього розрахунку статистичних характеристик у програмі "Statistika 6.1" з використанням значень дисперсії  $D (\sigma^2)$  і середньоквадратичного відхилення  $\sigma$ . Вибірку вважали однорідною, якщо для усіх варіантів виконувалася умова  $|D| \leq 3\sigma$  (значимість на рівні  $\alpha = 1\%$ , ймовірність  $p = 99\%$ ).

За знаком коефіцієнта кореляції  $r$  встановлювали напрям взаємозв'язку між залежним показником і незалежними ознаками (прямий чи обернений).

Для аналізу вимірюваних показників використано загальноприйняті статистичні параметри – середнє арифметичне, її помилка, дисперсія ознаки.

Для виявлення статистичних відмінностей між величинами показника в різних вибірках використовували критерій Ст'юдента. Статистично значимими вважали відмінності, які досягали значень вище 95%.

## **Висновки до розділу 2**

1. Обґрунтовано методологію проведення досліджень, яка передбачала використання як теоретичних, так і експериментальних досліджень.

2. Запропоновано комплекс методів і методик для проведення експериментальних досліджень з метою вирішення поставлених у роботі завдань. Розроблено алгоритм проведення експериментів з використанням відповідних вимірювальних приладів та методів обробки результатів.

3. Розроблено методологію дослідження, яка базується на встановленні факторів впливу об'єктів АТК на складові довкілля, виявленні закономірностей і залежностей дії найбільш значущих чинників з позиції підвищення екологічної безпеки із використанням сучасних методів та методик теоретичних досліджень і перевіркою отриманих результатів у реальних умовах.

Основні положення розділу опубліковані у роботах [101], [104], [118].

## РОЗДІЛ 3

### РЕЗУЛЬТАТИ МОНІТОРИНГОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОБСТАНОВКИ НАВКОЛО ОБ'ЄКТІВ АВТОТРАНСПОРТНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

#### 3.1 Оцінка забруднення снігового покриву

Пробовідбір зразків снігу для оцінки забруднення снігового покриву навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури виконували згідно з методикою, наведеною в п. 2.4. На прикладі території АЗС Amic Energy, що розташована на просп. Перемоги в м. Києві (координати точки  $50^{\circ}27'14.0''\text{N}$   $30^{\circ}27'16.8''\text{E}$ ) та відрізка автомагістрального шляху покажемо взаємний вплив автотранспортної інфраструктури житлову забудову та здоров'я людей. Зразки відбирали у північному, східному та західному напрямках від АЗС (через особливості її розташування) та з південної і північної боків автомагістралі (рис. 3.1) [121]; координати точок відбору подано у табл. 3.1.

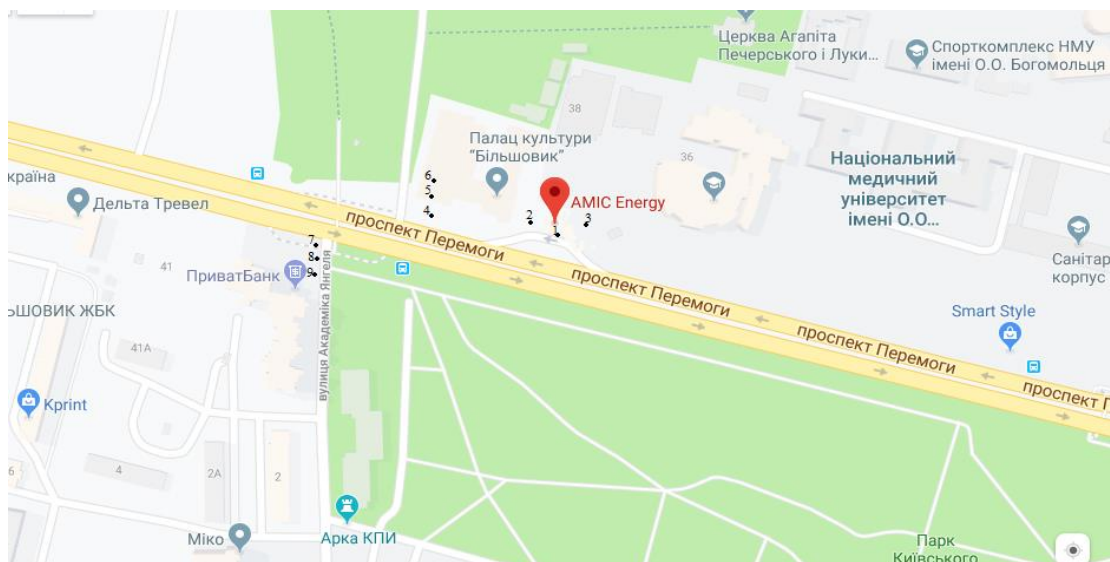


Рисунок 3.1 – Карта досліджуваної ділянки території АЗС з точками відбору проб снігу (просп. Перемоги, 38, м. Київ).

Пробовідбір проводили згідно ГОСТ 17.1.5.05-85 упродовж 2-х діб на початку періоду сніготанення (наприкінці січня 2017 та 2018 років). Кількість проб відповідала відтворенню статистичної достовірності досліджень у відповідності з [81]. Танення зразків снігу відбувалося за температури  $(20 \pm 5) ^\circ\text{C}$ .

Таблиця 3.1 – Координати точок відбору проб снігу

Точка відбору проби	Відстань від АЗС/автомагістралі	Географічні координати точок
1	5 м з південної сторони АЗС	50°27'11.8"N 30°27'18.3"E 50.453271, 30.455076
2	5 м із західної сторони АЗС	50°27'11.9"N 30°27'18.0"E 50.453309, 30.454990
3	5 м зі сходу АЗС	50°27'11.8"N 30°27'18.7"E 50.453266, 30.455183
4	Безпосередньо біля узбіччя з північної сторони автомагістралі	50°27'12.0"N 30°27'13.4"E 50.453334, 30.453718
5	5 м від автомагістралі з північної сторони	50°27'12.6"N 30°27'13.0"E 50.453487, 30.453602
6	10 м від автомагістралі з північної сторони	50°27'12.9"N 30°27'12.9"E 50.453572, 30.453594
7	Безпосередньо біля проїжджої частини (на перетині з вул. Академіка Янгеля) з південної сторони автомагістралі	50°27'11.8"N 30°27'10.8"E 50.453274, 30.452991
8	5 м від автомагістралі з південної сторони	50°27'11.6"N 30°27'10.7"E 50.453232, 30.452971
9	100 м від автомагістралі з південної сторони (контроль)	50°27'11.5"N 30°27'10.6"E 50.453181, 30.452955

Згідно з методикою, описаною у підрозділі 2.4, визначали водневий показник рН зразків снігу та розраховували техногенне навантаження снігового покриву зваженими частками на досліджуваній ділянці для встановлення рівня забруднення таких територій з боку об'єктів АТК. Результати досліджень наведено в табл. 3.2.

Отже, з табл. 3.2 видно, що досліджувані проби снігу мають лужну та слабо лужну реакцію середовища (рН змінюється від 8,0 до 10,75) при

оптимальному діапазоні кислотності середовища для поверхневих вод 5,0–7,5 одиниць рН.

Таблиця 3.2 – Показники забруднення снігового покриву на досліджуваній території

№ проби	Водневий показник, рН	Маса РМ, г	Техногенне навантаження РМ, кг/км <sup>2</sup>	Техногенне навантаження РМ, кг/(км <sup>2</sup> ·доба)	Молярна концентрація еквівалентів солей Кальцію і Магнію, ммоль/л-екв
1	8,50	0,0982	98,00	8,17	0,040
2	8,75	0,0731	73,00	6,08	-
3	8,75	0,0333	33,00	2,75	-
4	9,25	0,0753	75,00	6,25	0,060
5	8,75	0,0450	45,00	3,75	-
6	8,50	0,0156	16,00	1,33	-
7	9,75	0,1022	102,00	8,50	-
8	10,75	0,1296	129,00	10,75	0,030
9	8,00	0,0190	19,00	1,58	-

Водночас величини рН, близькі до нейтрального середовища, встановлені на ділянках, що найбільш віддалені від місць інтенсивного руху автотранспортних потоків. Це свідчить про наявність на таких територіях незначних кількостей схильних до гідролізу гідрокарбонатів Кальцію і Магнію та відсутність інших забруднювачів основного характеру. З наближенням до автотранспортної магістралі спостерігається значне підвищення лужності середовища, що вказує на наявність більшої кількості солей слабких кислот, гідроліз аніонів яких спричиняє збільшення концентрації гідроксид-іонів, зокрема [121]:



У пробах, що відбиралися безпосередньо біля проїжджої частини автомагістралі по проспекту Перемоги та неподалік від перехрестя,

спостерігаються максимальні значення рН середовища. Джерелом забруднення снігу в цьому випадку є піщано-сольові суміші, що застосовуються як протиожеледні засоби взимку. Можна сказати, що в цих пробах катіони  $\text{Na}^+$ , концентрації яких співставні з концентраціями іонів  $\text{Cl}^-$ , значно перевищують кількості  $\text{Mg}^{2+}$  та  $\text{Ca}^{2+}$ . Це означає що, після танення снігу рухливі катіони Натрію створюють більшою мірою сольове забруднення ґрунтів, ніж солі Кальцію і Магнію. Небезпечним є те, що при таненні снігу сіль переходить у розчин та всмоктується з водою у ґрунт, що призводить до його засоленості. За величиною рН снігового покриву можна робити висновки про антропогенне забруднення атмосфери. Оскільки, на кислотність снігу також впливає забруднення території оксидами металів та автомобільними вихлопами (наявність ароматичних вуглеводнів) [121–123 ].

Забруднення снігового покриву досліджуваних територій зваженими частками (РМ) обумовлено застосуванням протиожеледних засобів та деякою мірою механічним виносом компонентів дорожнього покриття і твердих частинок (сажа, метал, каучук тощо) зі складу автопокришок. Унаслідок надходження великої кількості пилу від автотранспортного потоку в навколишнє середовище також відбувається збільшення рівня рН середовища прилеглих територій, підвищення вмісту сполук Кальцію, Магнію, гідрогенкарбонат-іонів тощо. При цьому утворюється так званий карбонатний геохімічний бар'єр, на якому здатні осідати важкі метали [121].

Таким чином, за отриманими результатами при визначеній інтенсивності автотранспортного потоку обсяги пилового навантаження безпосередньо біля проїжджої частини становлять 6–11  $\text{кг}/(\text{км}^2 \cdot \text{доба})$ . Отримані значення зменшуються з віддаленістю від автомагістралі та вузлів автотранспортних потоків [121].

Якісний хімічний аналіз проб талого снігу на наявність основних катіонів та іонів виконували згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.4. Результати хімічного аналізу подано у табл. Б 1 (Додаток Б). Якісний аналіз показав, що у всіх досліджуваних пробах виявлено Кальцій та Магній, а також у незначній



кількості – Цинк (окрім проб 6 та 9 – не більше 0,01 мг/л). Наявність Цинку в сніговому покриві може бути наслідком стирання гальмівних колодок та зношення автопокришок АТЗ. У всіх зразках не виявлено катіонів важких металів, тобто вони не детектуються у межах чутливості методу – 0,002 мг/л [81]. Слід зазначити, що важкі метали в умовах танення снігу не трансформуються, а лише перерозподіляються у компоненти екосистеми – ґрунти, ґрунтові води та завислі речовини тощо [121]. У всіх пробах снігу виявлено сульфат-, хлорид- (в найбільшій кількості), гідрокарбонат- та гідросульфат-аніони [121].

Таким чином, на досліджуваних ділянках встановлено стійкий високий рівень забруднення снігового покриву, котрий може сильно вплинути на властивості ґрунту й ґрунтових вод навесні. За результатами аналізу встановлено, що основними причинами забруднення снігового покриву (і як наслідок – ґрунтів та ґрунтових вод) поблизу територій АЗС, розташованих поряд з автомагістральними шляхами, є застосування піщано-сольових сумішей у якості протиожеледних засобів в зимовий період. Стійкий високий рівень забруднення техногенно порушених територій встановлено й за показником рН середовища, і за вмістом зважених часток [121].

Стрімке зростання кількості об'єктів АТК являється основним джерелом погіршення екологічного стану урбанізованих територій великих міст. В результаті по Україні від АТК за рік в атмосферу виділяється близько 5,5 млн. т викидів ШР. Загальновідомо, що саме на придорожній частині автомагістралі, тротуарі та поблизу перехресть формуються техногенні аномалії ШР, які спричиняють подальше забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод, зміну величини рН середовища та підсолення територій. Отже, необхідність щорічного екологічного моніторингу територій, прилеглих до автомагістралей, є вкрай важливим завданням сьогодення. З огляду на це, в роботі [123] було проаналізовано кислотність досліджуваних зразків снігу, відібраних на проспекті Перемоги (м. Київ) (власні дослідження) та порівняно з результатами раніше проведених досліджень в інших містах України, зокрема у м. Біла

Церква та м. Вінниця. Отримані результати та порівняння з раніше проведеними дослідженнями (згідно літературних даних) наведено на рис. 3.2 [123].

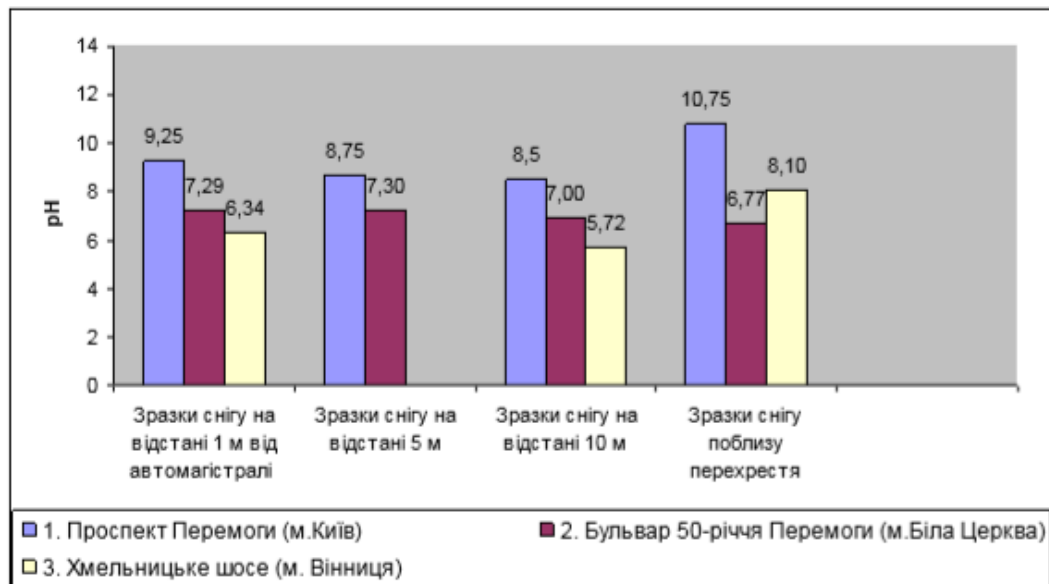


Рисунок 3.2 – Порівняння техногенного забруднення деяких міст України за величинами рН снігового покриву придорожніх територій.

З рис. 3.2 видно, що в обраних для порівняння містах поблизу автотранспортних шляхів спостерігається більш кисле середовище досліджуваних зразків снігу, на відміну від потужної автомагістралі в м. Києві. Кисле середовище, на наш погляд, обумовлено наявністю в повітрі великої кількості оксидів Сульфуру, Нітрогену та інших кислотних оксидів. Значні відмінності величин рН снігу придорожніх територій в цих містах свідчать також про різні умови забруднення придорожніх територій об'єктами АТК. Зокрема, це можуть бути різні інтенсивності руху АП, наявність у м. Києві більшої кількості заторів, кількості смуг руху в кожному напрямку (на проспекті Перемоги – 4), кліматичні умови, а також різний склад реагентів протиожеледних засобів тощо [123].

### 3.2 Оцінка забруднення ґрунтового покриву

Для дослідження стану ґрунтів на територіях АТК застосовували еколого-геохімічний підхід (підрозділ 2.2). Відомо, що рівень забруднення ґрунтів залежить від якісних і кількісних показників ШР, а також властивостей самих ґрунтів [124, 125]. До першої групи чинників відносять якісний хімічний склад ШР, клас їхньої небезпеки, ступінь токсичності, характер трансформації, генетичний профіль ґрунту тощо. Другу групу показників складають кількісні характеристики ШР (обсяги РМ, їх форма і розміри; вміст солей слабких кислот, сполук важких металів, вуглеводнів тощо) та показники ґрунту, наприклад, ступінь самоочищення. Ці параметри безпосередньо пов'язані з фізико-хімічними властивостями ґрунту і показниками зовнішнього середовища (зокрема, окисно-відновний потенціал, водневий показник рН, температура, вологість, пористість ґрунту, кількість опадів тощо) [124].

Педохімічні дослідження проводили на ділянках інтенсивного надходження ШР в навколишнє середовище, тобто на ділянках, розташованих поблизу АЗС (особливо разом з СТО) автомийними комплексами, шиномонтажним сервісом, автостоянками, прилягаючими до автомагістралі, тощо. Саме в цих зонах відбувається максимальне скупчення АТЗ, додаткові затори руху, часті гальмування автотранспорту. Робота двигунів АТЗ на таких територіях відбувається в режимі мінімальної частоти обертання або холостого ходу (часті рушання з місця, розгін, рух з усталеною швидкістю, перемикання передач тощо). Отже, від таких режимів руху АТЗ у навколишнє середовище потрапляють підвищені кількості ШР. Встановлено, що найбільша кількість викидів ШР (60...64%) приходить на режим розгону. Зокрема, викиди СО в режимі розгону складають ~64%, в режимі холостого ходу ~28% і є значно меншими в режимі усталеного руху (~7%) [125]. Отже, виходячи з вище сказаного, обґрунтовано вибір досліджуваних ділянок.

На даний момент у Києві особливо небезпечними для здоров'я людей є об'єкти автотранспортної інфраструктури, що розташовані поряд з районами

щільної житлової забудови. Тому як об'єкти дослідження обрано ділянки, що, по-перше, розташовані поблизу АЗС, автомийок, автостоянок, шиномантажного сервісу, а, по-друге, знаходяться вздовж швидкісних автомагістралей [125]. Відбір зразків ґрунту для дослідження відбувався навесні (2018 і 2019 рр.) згідно з методиками, наведеними у підрозділі 2.4, за адресами, наданими в табл.3.3.

Таблиця 3.3 – Адреси об'єктів дослідження та маркування зразків

Номер зразка	Назва об'єкта	Адреса
2018 р.		
1	АЗС "Amic Energy	просп.Космонавта Комарова, 1/3
2	АЗС Shell	просп.Космонавта Комарова, 42
3	АЗС Shell	просп.Космонавта Комарова, 5
4	АЗС ОККО	просп. Леся Курбаса, 1а/1
5	Автомийка	просп. Леся Курбаса, 2в
6	АЗС ОККО	просп. Леся Курбаса, 2ж
7	СТО	просп. Космонавта Комарова, станція Героїв Севастополя
8	Автомийка	бульвар Вацлава Гавела, 10
9	Автомийка	просп. Леся Курбаса, 1а/3-АвтоСервис
2019 рік		
1	АЗС AMIC Energy	просп. Перемоги, 6
2	АЗС ANP	вул. В'ячеслава Чорновола, 1
3	АЗС WOG	просп. Перемоги, 11Б
4	АЗС AMIC Energy	просп. Перемоги, 38
5	АЗС AMIC Energy	просп. Перемоги, 49
6	АЗС AMIC Energy	вул. Дегтярівська, 53
7	АЗС КЛО, автомийка	вул. Миколи Василенка, 3

Проби ґрунту відбиралися у характерних точках забруднення, причому кожної проби брали не менше 5 зразків. Експериментальні дослідження

проводили в найбільш забруднених районах міста Києва (Святошинському та Солом'янському). Відбір проб ґрунту здійснювали згідно з [80]. На рис. 3.3 і 3.4 наведено точки відбору проб ґрунту поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури (на прикладі м. Києва).

Для відбору проб ґрунту використовували сталеві та полістиролові інструменти; транспортували і зберігали ґрунт у поліетиленових мішках. На мішках із пробами зазначали місце, дату та час відбирання проби. Одна проба становила близько 500 г.

Проба «фону» була відібрана у сільській місцевості, де майже повністю відсутній вплив автотранспортної інфраструктури (Житомирська обл., Олевський р-н, зразок №10).

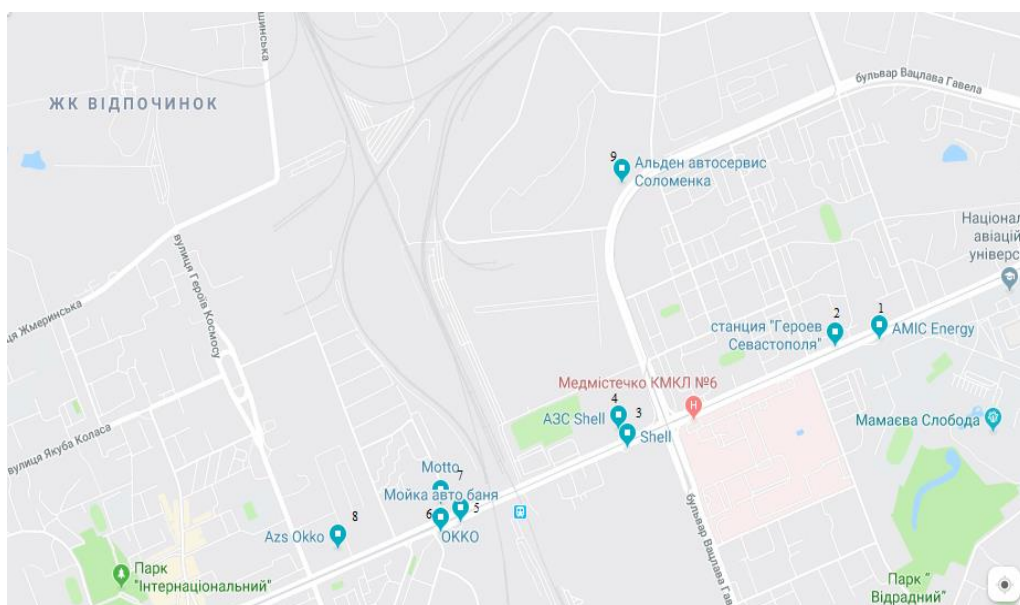


Рисунок 3.3 – Точки відбору проб ґрунту поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури (Святошинський район, м. Київ).

Загальновідомо, що на геохімічний стан міських територій впливають тип і щільність міської забудови, кліматичні та погодні умови, розташування й завантаженість дорожньо-вуличної мережі, структура транспортного потоку тощо. Разом з цим, обсяги викидів ШР багато в чому залежать від організації

дорожнього руху, зносу дорожнього покриття, шин, гальмівних механізмів. Погіршує ситуацію й велика кількість маршрутних таксі та автобусів, особливо— з великим пробігом. Окрім того, в Україні до цього часу законодавчо не регламентується термін експлуатації рухомого складу, що призводить до експлуатації застарілої техніки, котра не відповідає чинним екологічним нормам.

Як зазначалося, одним з найважливіших показників, що зумовлює характер хімічних і біологічних процесів, які відбуваються у ґрунті чи водному середовищі, є показник кислотності рН. Залежно від його значення можуть змінюватися швидкість перебігу і навіть напрямки хімічних і фізико-хімічних перетворень речовин, зростати чи зменшуватися їх токсичність [117, 125].

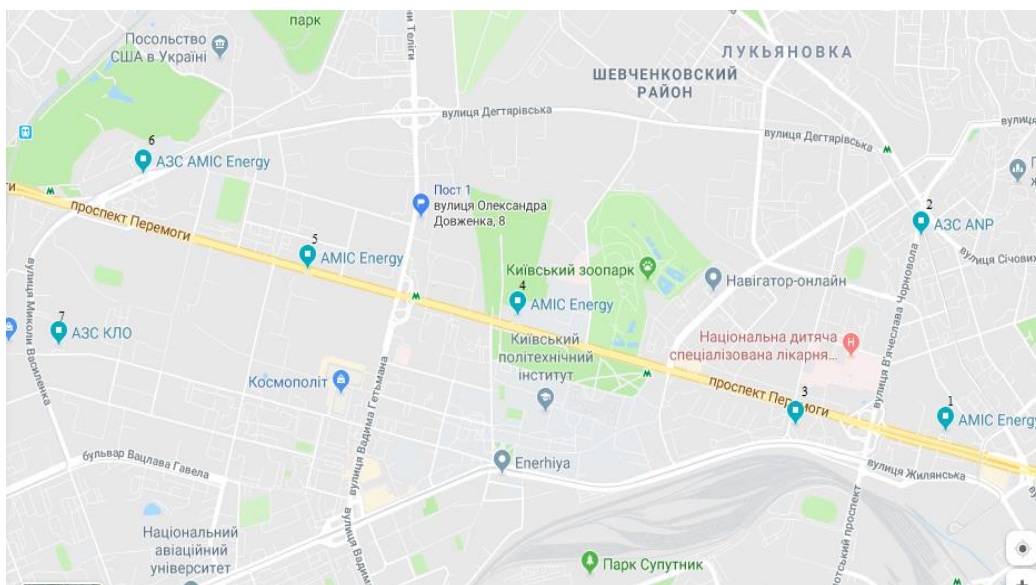


Рисунок 3.4 – Точки відбору проб ґрунту поблизу об’єктів автотранспортної інфраструктури (вздовж проспекту Перемоги, м. Київ).

рН ґрунтової витяжки визначали згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.4. Отримані експериментальні дані подано в табл. Б2 (Додаток Б) та представлено на рис. 3.5 і 3.6.

Результати хімічного дослідження ґрунтових витяжок показали зміну рН середовища від кислого ( $\text{pH} \approx 5$ ) до слабо кислого, майже нейтрального ( $\text{pH} \approx 6,5$ ) при фоновому значенні  $\text{pH} \approx 6,9$  [42].

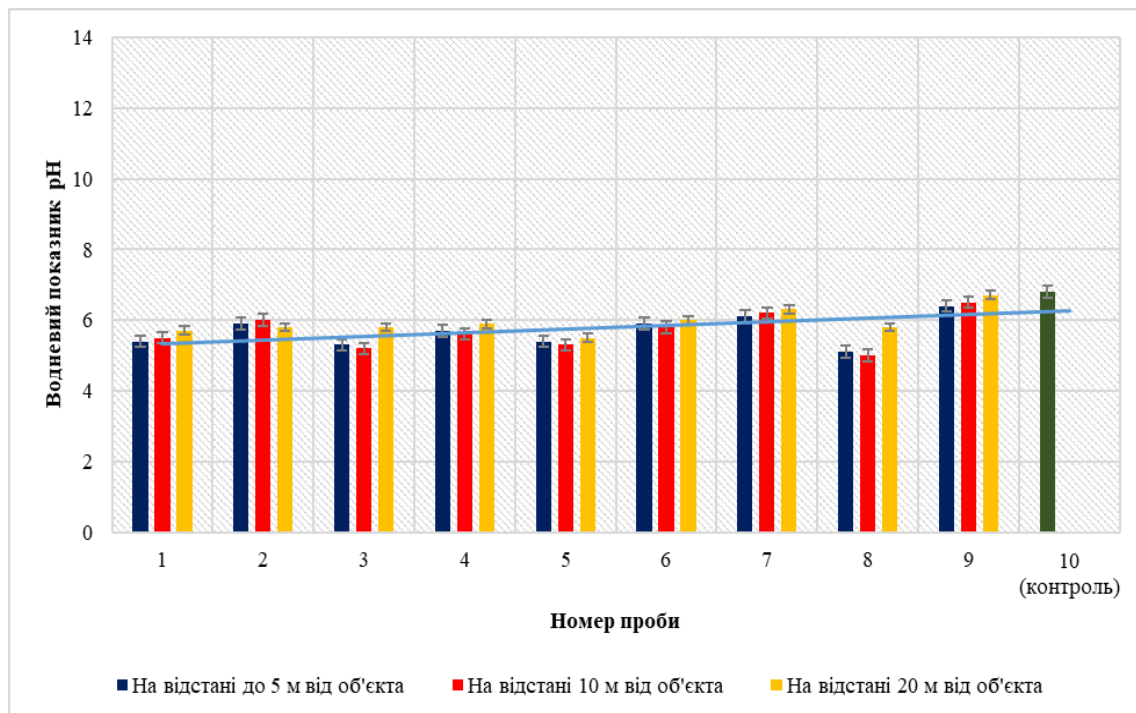


Рисунок 3.5 – Актуальна кислотність (водневий показник рН) водних витяжок у обраних точках (на прикладі спостережень Святошинський р-н, м.Київ).

В умовах кислої реакції середовища токсичність багатьох хімічних елементів і сполук значно підвищується і, як правило, становить небезпеку для рослин, тварин і мікроорганізмів. Зокрема, в фазі проростання пригнічується процес фосфорилювання, знижується потрапляння в рослини Кальцію, Магнію, Калію, Фосфору та Феруму, зменшується споживання води. При цьому, зазвичай, знижується ємність катіонного обміну ґрунтів, погіршуються деякі водно-фізичні характеристики. Відомо, що у слабо кислих ґрунтах ШР можуть мігрувати до глибини 40 см, у малобуферних – до 60–80 см, причому їх найвищі концентрації спостерігаються у шарі ґрунту 0–10 см [124].

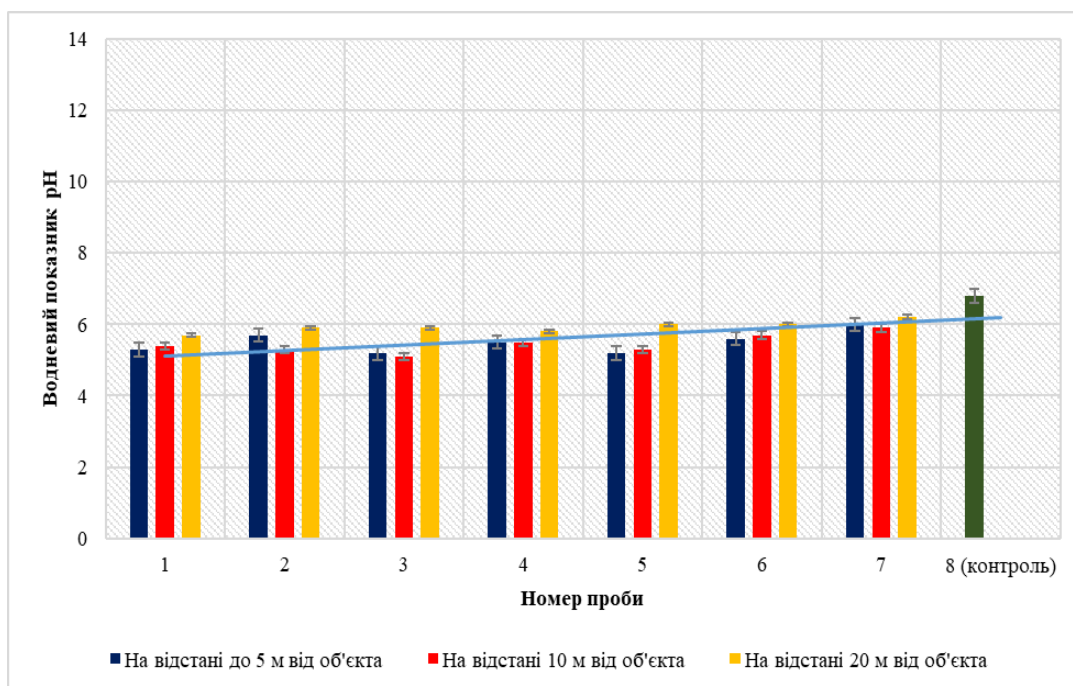
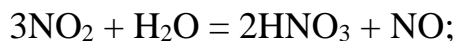
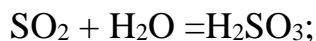


Рисунок 3.6 – Актуальна кислотність (водневий показник рН) водних витяжок ґрунту в обраних точках спостережень поблизу територій АТК (вздовж проспекту Перемоги, м. Київ).

Як свідчать дані рис. 3.5 і 3.6, у холодну пору року (ранньою весною) рН досліджуваних проб ґрунту є дещо вищими, ніж у теплу пору (влітку) [125]. Це може бути зумовлено тим, що взимку комунальні служби досить активно використовують сольові протиожеледні засоби, які з талими водами потрапляють до ґрунтів.

Аналіз значень рН ґрунтових витяжок на досліджуваних територіях показав, що найнижчі значення кислотності спостерігаються на відстані до 10 м від центру дороги. Кисла реакція середовища також може бути спричинена підвищеними концентраціями аніонів сульфатної ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), нітратної ( $\text{NO}_3^-$ ) або ортофосфатної ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) кислот, оскільки, потрапляючи до атмосфери, оксиди Нітрогену і Сульфуру з краплями вологого повітря, утворюють відповідні кислоти, зокрема сульфатну та нітратну, що здатні накопичуватися у ґрунтових водах:





Хімічний склад та фізико-хімічні властивості ґрунтів і ґрунтових вод також впливають на часову і просторову динаміку акумуляції і міграції ШР у ґрунтовому покриві [120, 122]. Ці речовини уже на рівні концентрації 15% заповнюють поровий простір, склеюють ґрунтові агрегати, змінюючи механічну структуру та порушуючи водно-повітряний режим ґрунту [122]. Потрапляючи до ґрунту, токсиканти спричинюють зміну його фізичних, хімічних та біологічних властивостей і, як наслідок, порушуються природні біохімічні процеси.

Як правило, швидкість накопичення ШР значно перевищує здатність ґрунтового покриву до самоочищення [120]. При низьких значеннях рН знижується активність багатьох мікроорганізмів, що є результатом уповільненого розкладу рослинних залишків і вивільнення з них Нітрогену, Фосфору, Сульфуру та багатьох мікроелементів [71, 72]. При цьому, зазвичай, знижується ємність катіонного обміну ґрунтів, погіршуються деякі водно-фізичні характеристики.

Підвищенню частки негідролізованого залишку та загального вмісту органічного Карбону приводить також до мінералізації ґрунтового покриву, що значною мірою загрожує вторинному засоленню земель. Існує також загроза для біотичної складової ґрунтової екосистеми. У цьому особливу роль відіграє саме кількість біодоступних сполук – рухливих форм токсикантів, а не їх валовий вміст [125, 126].

Загальновідомо, що ступінь міцності зв'язку токсикантів в ґрунті та їх рухливість великою мірою залежить від його кислотності, гранулометричного і мінералогічного складу, гумусового стану тощо. Отже, різкі відмінності значень рН середовища досліджуваних ґрунтових витяжок свідчать, що

забруднення ґрунтового покриву територій АТК залежить не тільки безпосередньо від самого джерела, а й від властивостей ґрунтів та характеристик навколишнього середовища.

Кількісне визначення вмісту у пробах катіонів Кальцію і Магнію (а саме вони зумовлюють утворення сульфатів і хлоридів Кальцію та Магнію  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ) проводили згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.4. Первинні результати експериментальних досліджень подано в табл. Б3 (Додаток Б) та представлено на рис. 3.7.

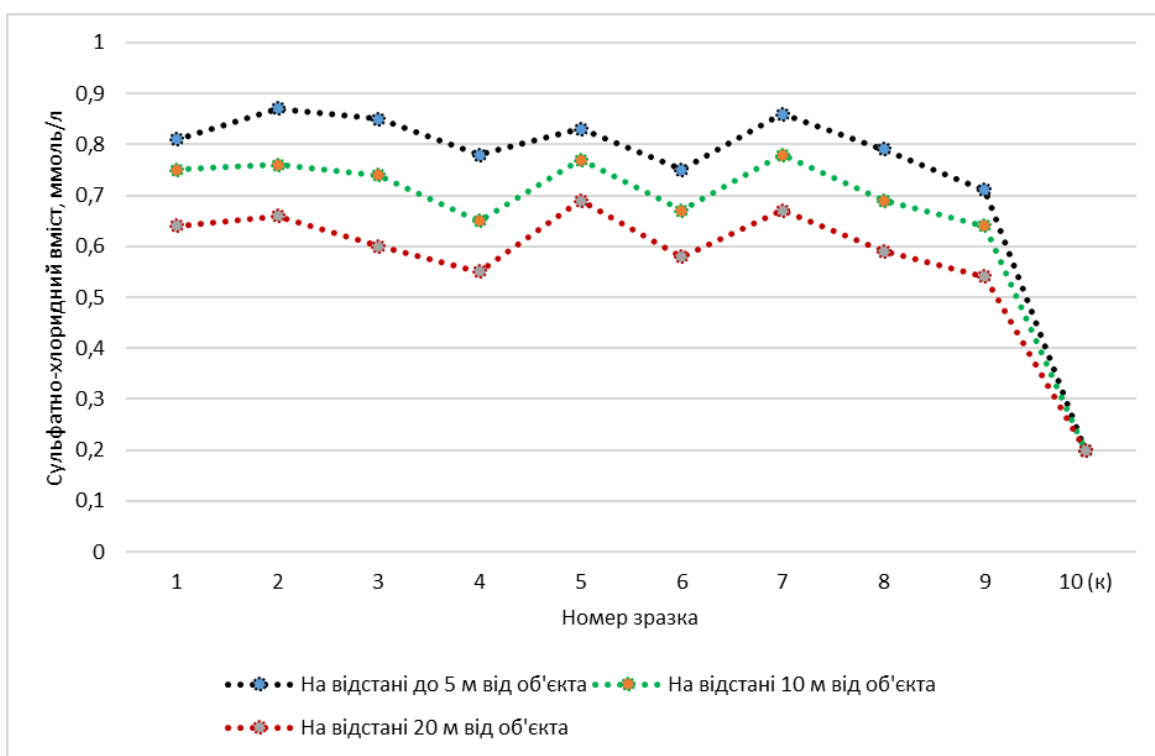


Рисунок 3.7 – Сульфатно-хлоридний вміст водних ґрунтових витяжок (на прикладі точок спостережень у Святошинському районі м. Києва).

На нашу думку, досить невеликий вміст катіонів Кальцію і Магнію у досліджуваних зразках ґрунту обумовлений низьким рН, що свідчить про «вимивання» цих елементів з рослин [125]. Загальновідомо, що Кальцій являється компонентом, котрий вирівнює кислотність. Однак при постійному потраплянні кислоти у ґрунтовий профіль запас Кальцію знижується через його

взаємодію з кислотами та кислими солями. Коли запас Кальцію вичерпується різко зростає кислотність ґрунту, що приводить також до вивільнення Алюмінію з мінеральної основи ґрунту. Алюміній, котрий знаходиться в мінералах у зв'язаному стані, є біологічно пасивним. Але, як тільки він вивільнюється і під впливом кислого середовища стає рухливим, то заміщує Кальцій та стає «отрутою» для рослин та ґрунтових організмів [125].

За величиною кислотності та сульфатно-хлоридним вмістом для кожного досліджуваного поста розраховано комплексний показник забруднення згідно з методикою, наведеною в п. 2.4. Результати розрахунків подано на рис. 3.8 і 3.9 та в табл. Б4 (Додаток Б).

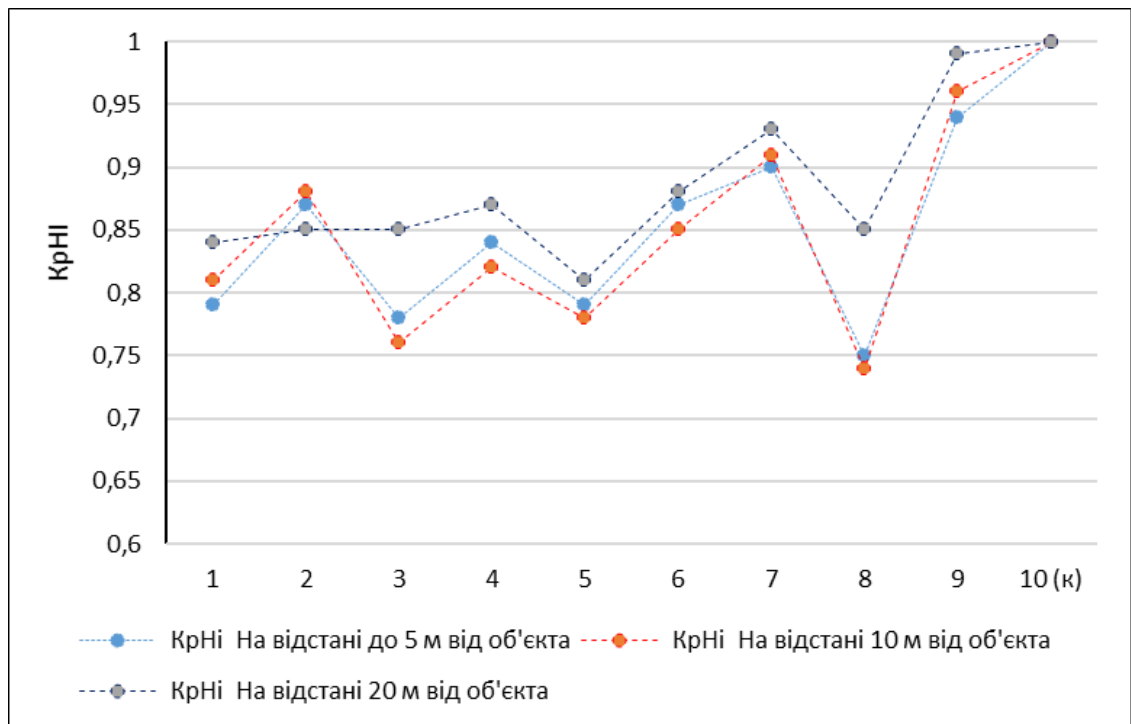


Рисунок 3.8 – Коефіцієнт забруднення за показником кислотності  $K_{pHi}$  в обраних точках спостереження відносно фоновому значення (на прикладі точок спостережень у Святошинському районі м.Києва).

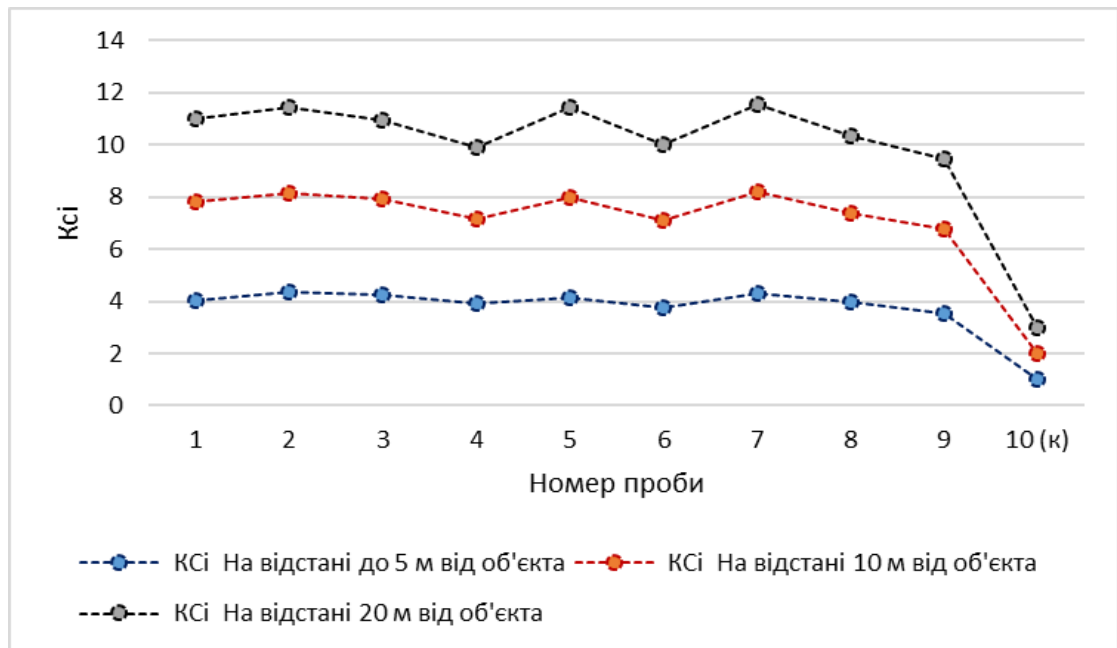


Рисунок 3.9 – Коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом  $K_{Ci}$  в обраних точках спостережень відносно фонового значення (на прикладі точок спостережень у Святошинському районі м.Києва.)

Таким чином, дослідження стану ґрунтового покриву поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури (на прикладі м. Києва) вказують на наявні трансформації їх хімічного складу. Ознаками цього є зміна показника кислотності, підвищений вміст у водних ґрунтових витяжках хлоридів і сульфатів відносно фонових концентрацій. Зокрема, значення коефіцієнта забруднення за показником кислотності  $K_p H_i$  в досліджуваних точках на відстані найближчій до автомагістралі (до 5 м) відповідно становлять 0,79, 0,87, 0,78, 0,84, 0,79, 0,87, 0,9, 0,75, а коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом – 4,05, 4,35, 4,25, 3,9, 4,15, 3,75, 4,3, 3,95, 3,55. З віддаленням від об'єктів автотранспортної інфраструктури спостерігається зменшення показників забруднення, а в деяких випадках наближення до фонових значень [125]. Таким чином, у роботі встановлена залежність впливу автотранспорту на зміну кислотності і сульфатно-хлоридного вмісту ґрунту досліджуваних територій.

Кислотно-сольове забруднення ґрунтового покриву відбувається повсюдно – у великих і малих містах, навколо АЗС, автомийних комплексів, уздовж доріг тощо. При цьому, міський ґрунтовий покрив виступає «поглиначем» газових домішок, що виділяються від автотранспорту та промислових підприємств, виконуючи роль своєрідного бар'єру на шляху поширення ШР. Отже, основний негативний вплив на стан придорожніх ґрунтів і прилеглих до об'єктів АТК чинять протиожеледні реагенти, нафтопродукти, у тому числі розливи мастил та моторних палив, автомийні засоби тощо; аерозольне осадження ШР у ґрунтовий покрив з відпрацьованих газів АТЗ.

Ґрунт має здатність накопичувати також радіоактивні елементи серед яких найбільш небезпечними є стронцій-90 та цезій-137, з періодами напіврозпаду відповідно 28 та 30 років. Всі ці речовини включаються в харчові ланцюги і, в разі надмірної їх кількості, вражають живі організми. Дослідження радіаційного забруднення ґрунтів навколо об'єктів АТК показують радіаційний фон в межах норми.

### **3.3 Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження (на прикладі м. Києва)**

Як зазначалося у попередніх розділах, вплив об'єктів промисловості та АТК спричинює деградацію природних біоценозів. Як наслідок, утворюються техногенно трансформовані зони, техногенні геохімічні аномалії навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури, поблизу зон відпочинку, житлових районів, рекреаційних територій тощо [127–130]. Підвищеному автотранспортному навантаженню піддаються не тільки екосистеми, що безпосередньо прилягають до ліній автомагістралей і автотранспортних комплексів, але й території, котрі знаходяться на більш віддалених відстанях від джерела забруднення [127]. У зв'язку з цим, ліхеноіндикаційні дослідження проводили в місті Києві, у паркових зонах розташованих поблизу великих

автомагістралей згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.5. На рис. 3.10. наведено карту розташування об'єктів дослідження.

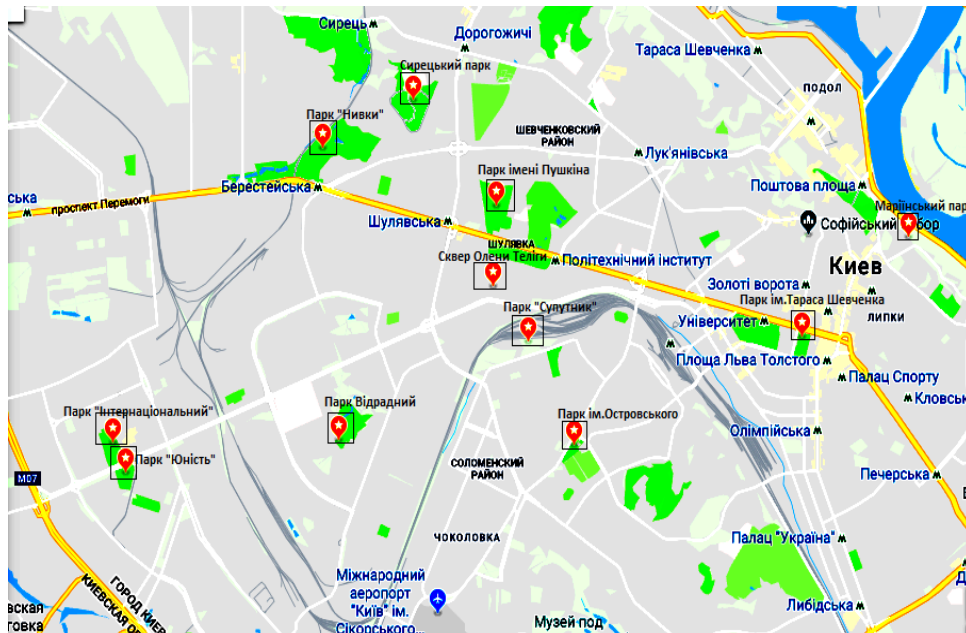


Рисунок 3.10 – Мапа розташування точок об'єктів ліхеноіндикаційних досліджень (на прикладі м. Києва).

Загальновідомо, що антропогенний вплив особливо відбивається на тваринному і рослинному світі екосистем, яким характерні особливості як прилеглих територій, так і віддалених від об'єктів впливу. Стан цих екосистем великою мірою залежить від інтенсивності АП, метеорологічних умов, рельєфу місцевості, наявності потужних промислових об'єктів та відстані до них тощо. Водночас безпосередній вплив на паркові зони чинить розсіювання викидів від працюючих АТЗ, осадження та акумуляція ШР в ґрунтах, рослинах тощо.

Отже, проведемо комплексну оцінку впливу об'єктів промисловості та автотранспорту на довкілля за допомогою біоіндикації міських екосистем, а саме ліхеноіндикації [104].

При ліхеноіндикаційних дослідженнях особливу увагу приділяли інтенсивності АП на автомагістралі, що знаходиться поблизу досліджуваних ділянок. Даний параметр визначали за допомогою відеозйомки та подальшим

розрахунковим методом [104]. Графічна інтерпретація завантаженості території автотранспортом наведена на рис. 3.11.

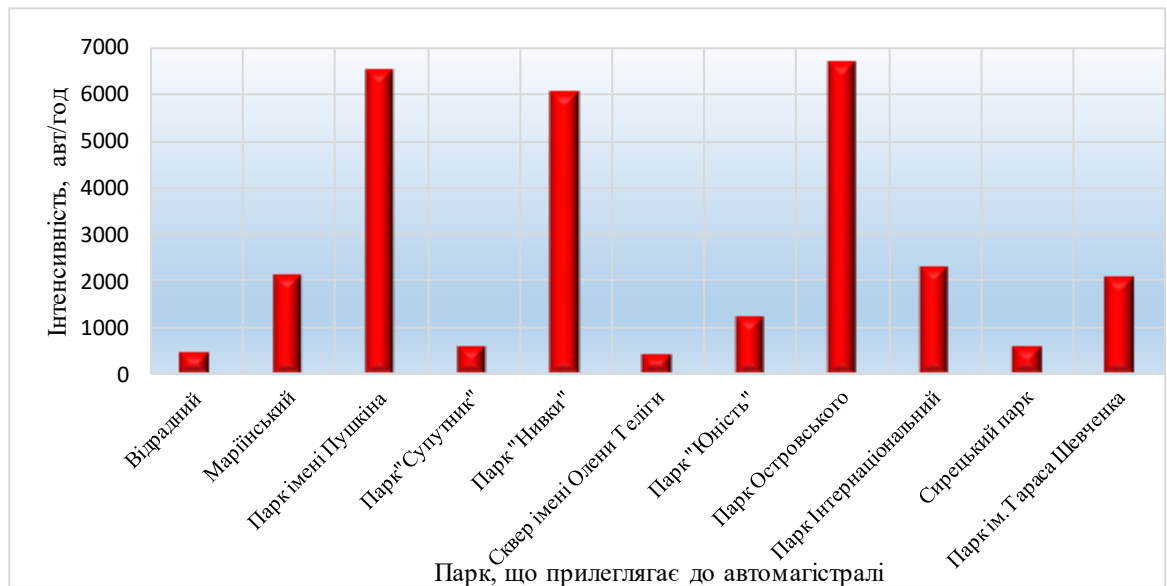


Рисунок 3.11 – Інтенсивність руху автотранспорту поблизу досліджуваних паркових територій.

Відомо, що одним з негативних чинників забруднення екосистем є певні особливості руху автотранспорту. До них відносять не тільки інтенсивність руху автотранспортного потоку, але й чинники, пов'язані зі зміною циклів руху автомобіля. Зокрема, як зазначалося, часті зміни швидкості АТЗ суттєво підвищують обсяги викидів ШР у атмосферне повітря. Це також дає підстави очікувати різке підвищення техногенного навантаження на екосистеми.

Для аналізу ступеня забруднення атмосфери міських територій визначено такі параметри: загальну кількість видів лишайників, що зростають на стовбурах дерев (накипних, листуватих, кущистих) та чисельність кожного виду; ступінь покриття сланями лишайника кожного дерева; середній ступінь покриття площі рамки лишайниками кожного виду; частоту трапляння виду тощо.

У ході спостережень велося фотографування наявних на ділянках лишайників та проєктивне покриття для їх подальшого визначення. Приклади фотографій подано на рис. Б1–Б11 (Додаток Б).

Першим етапом нами було заплановано ліхенологічне обстеження міських парків та підрахунок кількості основних видів лишайників на кожній ділянці. Результати досліджень кількості епіфітів у градієнті автотранспортного навантаження наведено у табл. 3.4.

Таблиця 3.4 – Результати ліхеноіндикаційних досліджень за кількістю видів лишайників

Парк	Ділянка 1		Ділянка 2		Ділянка 3	
	Накипні	Листуваті	Накипні	Листуваті	Накипні	Листуваті
Відрадний	7	1	4	1	3	0
Маріїнський	4	1	2	0	1	0
Парк імені Пушкіна	8	2	11	2	6	1
Парк "Супутник"	11	7	13	5	9	5
Парк "Нивки"	5	4	7	2	3	0
Сквер імені Олени Теліги	5	2	6	2	11	2
Парк "Юність"	6	3	3	0	2	2
Парк імені Островського	5	1	6	0	6	0
Парк Інтернаціональний	4	0	5	0	8	0
Сирецький парк	4	1	4	1	4	1
Парк ім.Тараса Шевченка	2	0	4	0	4	0

Отже, з табл. 3.4 випливає, що кущистих лишайників в паркових зонах не виявлено, оскільки вони зникають при найменших концентраціях ШР у повітрі. Найбільша кількість спостерігається накипних лишайників і на ділянках, що знаходяться найближче до автомагістральних шляхів.

На наступному етапі виконували визначення частоти трапляння ліхенобіоти для кожної дослідної ділянки, згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.5. Отримані результати наведено в табл. Б5–7 (Додаток Б) та візуалізовано на рис. (3.12–3.14).



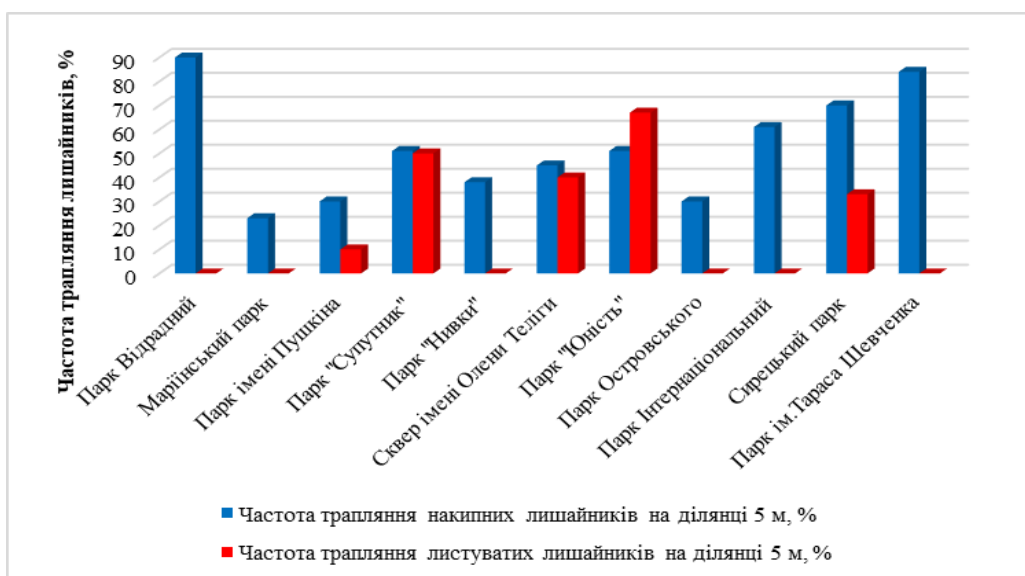


Рисунок 3.12 – Частота трапляння лишайників на ділянці до 5 м від автодороги, %.

Аналіз даних показує, що на відстані до 5 м від автодороги, частота трапляння накипних лишайників сягає 20–90 %, в той час коли відсоток листуватих лишайників варіює в межах 10–40 %, винятком є парки Супутник, Нивки та Юність, де трапляння листуватих лишайників більше 50 %.

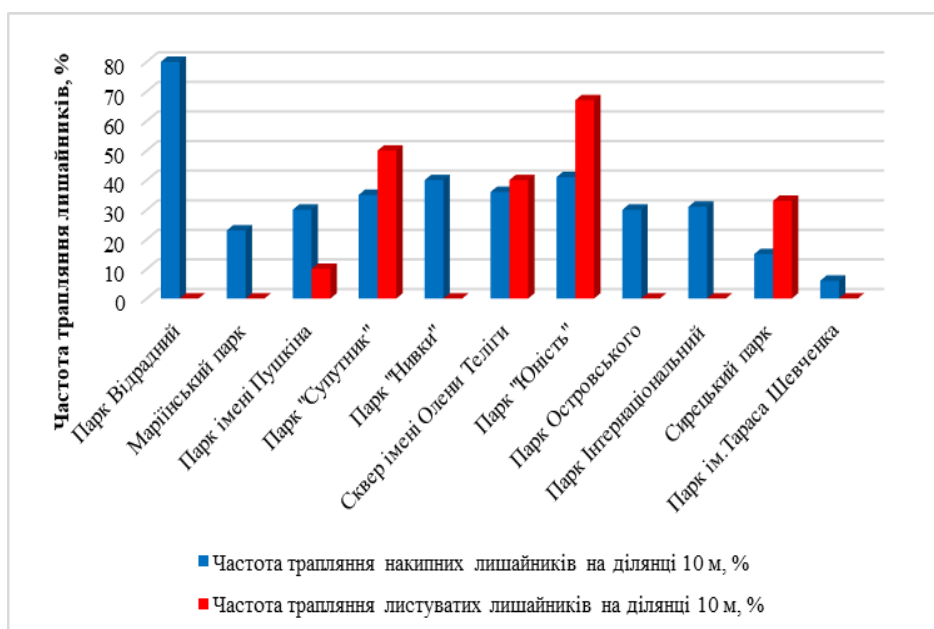


Рисунок 3.13 – Частота трапляння лишайників на ділянці до 10 м від автодороги, %.

З рис. 3.13 і 3.14 видно, що на відстані до 10 м від магістралі кількість ліхеноіндикаторів зменшується, однак вглибині парку (більше 15 м від дороги) лишайники зустрічаються в більших кількостях.

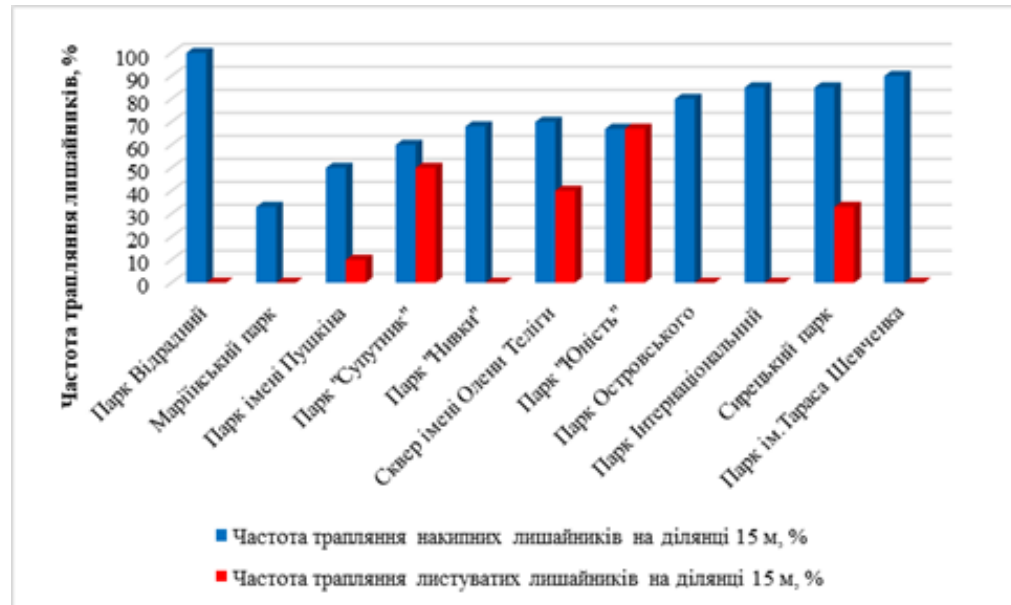


Рисунок 3.14 – Частота трапляння лишайників на ділянці 15 м від автодороги, %.

Повітряне середовище дуже мобільне, а тому вміст у ньому тієї чи іншої ШР може змінюватися багато разів упродовж декількох годин. Навіть на ділянці з досить інтенсивним забрудненням вміст окремих речовин в залежності від метеоумов може знижуватися до нормального рівня. А на ділянках, де викиди незначні може спостерігатися перевищення ГДК ШР, внаслідок локального концентрування цих речовин. Отже, ці фактори певною мірою зумовлюють різну частоту трапляння епіфітів та проективне покриття лишайниками стовбурів дерев [104]. Крім того, разом з параметрами джерела забруднення має місце характеристика досліджуваної території, а саме: площа парку, основні види деревних насаджень, приблизний вік дерев, наявність поряд з парком водних об'єктів тощо.

На наступному етапі дослідження виконували оцінку ступеня покриття деревного стовбура ліхенобіотою за методикою, наведеною у підрозділі 2.5.

Результати розрахунку показано на рис. 3.15 і 3.16 (первинні дані подано в табл. Б(5–7) (Додаток Б).

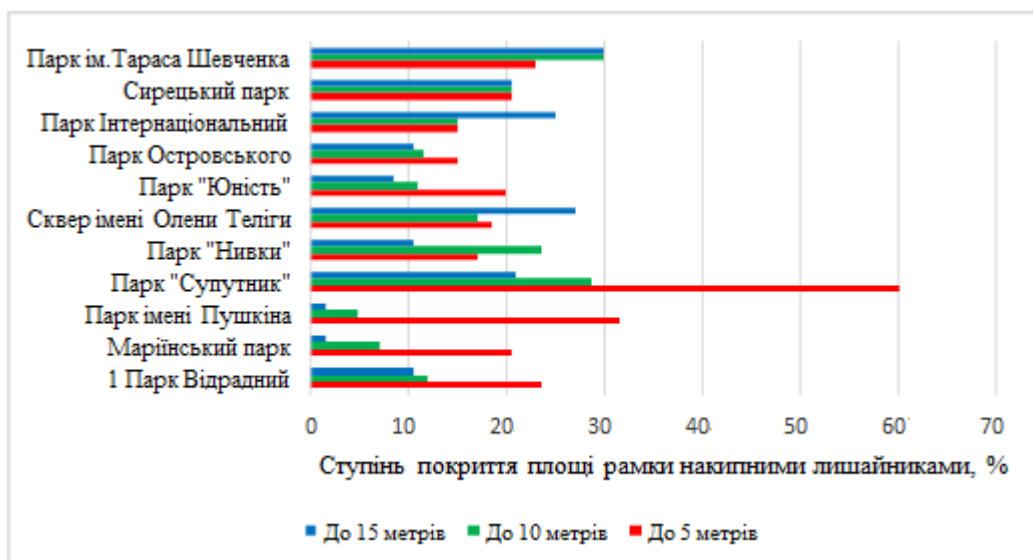


Рисунок 3.15 – Проективне покриття площі рамки накипними лишайниками, %.

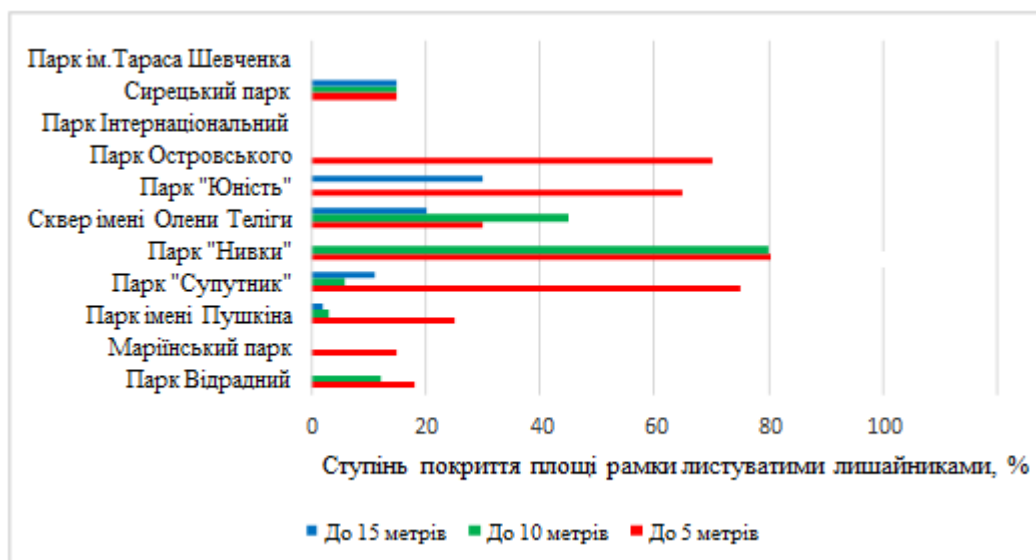


Рисунок 3.16 – Проективне покриття площі рамки листоватими лишайниками, %.

Дослідження показують, що відбувається зміна видового різноманіття ліхенобіоти в градієнті автотранспортного навантаження. Найбільша кількість ліхенофлори та ступінь проективного покриття стовбурів дерев зафіксовано на відстані до 5 м від автомагістралі, тобто найближче до потоку АТЗ. Однак тут ліхенобіота представлена тільки накипними нітрофільними лишайниками, що характеризують досліджувані ділянки як території зі значним пиловим і азотним забрудненням. У міру віддаленості від автомагістралі кількість нітрофільних лишайників зменшується, що пов'язано з розсіюванням ШР в атмосферному повітрі. Листкові лишайники, що є найбільш чутливими до оксидів Сульфуру, зустрічаються в досліджуваних екосистемах у незначних кількостях. Кустих лишайників не було виявлено зовсім, відомо, що вони зникають при найменших дозах токсикантів [104].

На основі отриманих експериментальних даних визначено показник відносної чистоти атмосфери, згідно з методикою, наведеною в підрозділі 2.5. Отримані значення показника відносної чистоти атмосфери для дослідних територій наведено на рис. 3.17 і в табл. Б5–7 (Додаток Б).

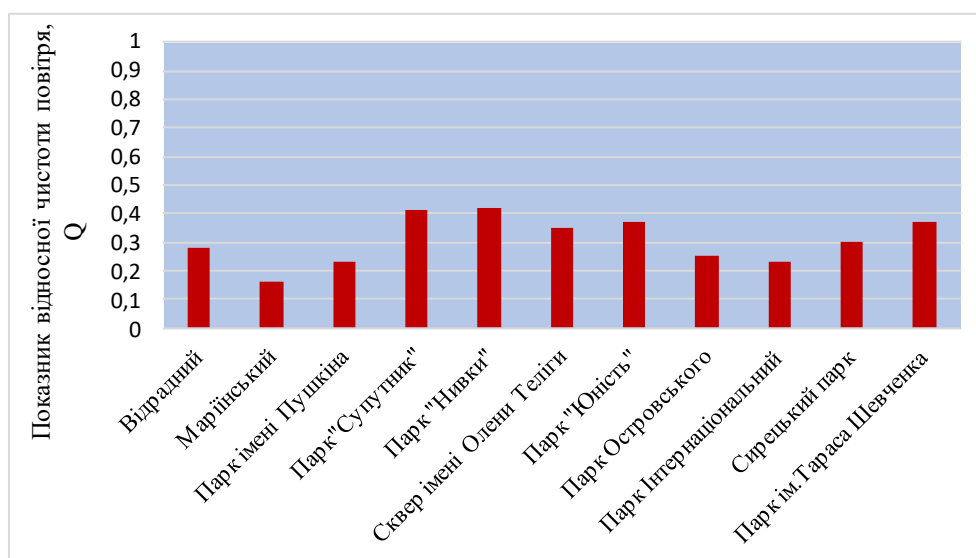


Рисунок 3.17 – Показник відносної чистоти атмосфери

За значенням показника відносної чистоти атмосферного повітря (0,0–1,0) нами визначено один з п'яти рівнів забруднення [104] Зокрема, аналіз

результатів ліхеноіндикаційного дослідження паркових територій м. Києва показує, що рівень їх забруднення за показником відносної чистоти атмосфери в основному, середній та досить сильний. Два парки міста Києва віднесено до середнього рівня забруднення: парк «Супутник» ( $Q=0,41$ ) та парк «Нивки» ( $Q=0,42$ ). Інші 8 міських екосистем характеризуються досить сильним рівнем забруднення, зокрема, парк ім.Пушкіна ( $Q=0,23$ ), парк Інтернаціональний ( $Q=0,23$ ), парк імені Островського ( $Q=0,25$ ), парк ім. Тараса Шевченка ( $Q=0,37$ ), Сирецький парк ( $Q=0,30$ ), парк Юність ( $Q=0,37$ ), сквер ім. Олени Теліги ( $Q=0,35$ ), парк Відрадный ( $Q=0,28$ ). В критичному стані знаходиться Маріїнський парк ( $Q=0,16$ ), віднесений до зони із сильним забрудненням. Більш несприятлива екологічна обстановка цієї території, на нашу думку, пов'язана з інтенсивнішим відвідуванням парку жителями та гостями міста, різними режимами руху приватних АТЗ тощо. Має значення також кількість місць для паркування автомобілів безпосередньо біля парку, чисельність пунктів обслуговування (кафе, магазини, готелі тощо) та кількість об'єктів автотранспортного комплексу (АЗС, автостоянки, автомийки, СТО тощо) [104].

Отже, основними факторами, які впливають на стан атмосферного повітря міста, є не тільки забруднення промисловими підприємствами, а й об'єктами автотранспортної інфраструктури. Певну роль у зменшенні видового різноманіття лишайників відіграє нестача зелених насаджень, що є субстратом для їх поширення, а також підвищена сухість повітря, спричинена щільністю житлової забудови і тепловим забрудненням приземного шару повітря від АТЗ. Велику роль відіграють також переважаючі західні та північні вітри.

### **3.4 Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів**

У попередніх дослідженнях підтверджено, що об'єкти АТК чинять значний негативний вплив на ґрунти, а отже, і на підземні та поверхневі води міських екосистем [131, 132]. Проте на практиці виявляється дуже важко адекватно оцінити стан міських екосистем, у тому числі й ґрунтів, порушених

антропогенною діяльністю, особливо у випадку комплексного техногенного забруднення [133, 134]. Стрімкий розвиток автотранспортної інфраструктури призводить до скорочення частки «здорових» ґрунтів, у той час, як загальна кількість антропогенно-порушених земель зростає [135].

Не завжди є можливість встановити залежність між вмістом ШР у середовищі та його придатністю для життя біоти. Ґрунти можуть бути сильно забруднені, але нетоксичні (слабко токсичні) і, навпаки, слабо забруднені, однак дуже токсичні. Водночас, токсичність одних сполук може бути нейтралізована чи підсилена дією інших. Отже, необхідним є встановлення інтегральної токсичності ґрунтів, зокрема фітотоксичності, яка відображає вплив усього комплексу шкідливих елементів та їх сполук на біоту [136, 137].

Результати досліджень, описані підрозділах 3.1 і 3.2 підтверджують, що значний негативний вплив на стан придорожніх і прилеглих до об'єктів АТК ґрунтів чинять протиожеледні реагенти, а саме гідросульфати та гідрохлориди, пилові зважені частки тощо. Доведена також наявність у ґрунтах нафтопродуктів, залишків мастил і моторних палив, автомийних засобів, зокрема синтетичних ПАВ [138–140]. Крім того, постійно відбувається аерозольне осадження ШР у ґрунтовий покрив з відпрацьованих газів АТЗ.

Нафта і нафтопродукти, будучи багатокomпонентними сумішами, при внутрішньоґрунтовій міграції піддаються диференціації: високомолекулярні компоненти сорбуються у верхньому, гумусовому горизонті, а низькомолекулярні надходять в нижні шари через більш високу їх розчинність у воді. Таким чином, концентрація смолистих речовин у верхніх горизонтах ґрунту в декілька разів більша, ніж у нижніх генетичних горизонтах [139]. Все це вказує на реальну загрозу для життєдіяльності біотичної складової міських ґрунтових екосистем. При цьому особливу роль відіграє саме загальна кількість так званих біологічно доступних сполук – рухливих, водорозчинних форм токсикантів. Отже, доцільним є оцінка забруднення ґрунтових екосистем методом фітотестування, особливо зважаючи на те, що внаслідок накопичення ШР у ґрунтах і рослинах, через потрапляння їх до харчових ланцюгів виникає

токсичний тиск на імунну та генетичну системи людини, погіршується стан здоров'я та умови життєдіяльності населення [118].

Визначення фітотоксичності ґрунтів поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури проводили за методикою, наведеною у підрозділі 2.6; статистичну обробку даних проводили за методикою, наведеною у підрозділі 2.7. У дослідженні як тест-рослину використовували насіння крес-салату. Ця рослина є інформативною у разі забруднення середовища важкими металами, вуглеводнями, радіонуклідами тощо, а також за комплексного забруднення ґрунтів [118]. Перевагою цього фітоіндикатора є швидке проростання насіння і майже повне сходження паростків, що сильно пригнічується у присутності токсикантів.

Для фітотестування обрано декілька видів зразків ґрунтів, детально схарактеризованих у підрозділі 3.2. Відбір проб ґрунту здійснювали за методикою, описаною у підрозділі 2.5. Для аналізу використовували проби ґрунтів найбільш типових об'єктів АТК, які разом з потоком АТЗ по автомагістралі чинять підвищений тиск на довкілля. В табл. 3.5 наведено адреси об'єктів дослідження та маркування зразків. Контрольну (фонову) пробу, як зазначалося, відібрано у сільській місцевості на Олевщині (Житомирська область), де вплив з боку автотранспорту майже відсутній (проба № 5).

Таблиця 3.5 – Адреси об'єктів дослідження (по м.Києву) та маркування їх

Номер зразка	Назва об'єкта	Адреса
1	АЗС "Amic Energy	просп. Перемоги, 34
2	Автомийка	просп.Космонавта Комарова, 42
3	Автомийка	просп. Леся Курбаса, 1а/3-АвтоСервис
4	Автостоянка	просп. Космонавта Комарова, 48
5 (контроль)	Сільська місцевість на Олевщині (Житомирська область)	

У ході дослідження фіксувалися такі параметри, як час проростання насіння; загальну кількість насінин, що зійшли; висоту стебел на першому та другому тижні експерименту.

Упродовж усього експерименту спостерігалися та фіксувалися зміни у стані рослин на різних стадіях їх розвитку. Результати фітомоніторингових досліджень подано в табл. Б8 (Додаток Б), приклади фотографій – на рис. Б12–15 (Додаток Б).

Таким чином, на першому етапі фіксували кількість насінин, що зійшли за час експерименту, який тривав 2 тижні. Загальну кількість насінин крес-салату, що зійшли, представлено на рис. 3.18. Як видно з рисунку відсоток сходження насіння порівняно з фоновією пробою варіює в межах (27–60 %). У фоновій пробі, як бачимо, відсоток сходження становить 87%.

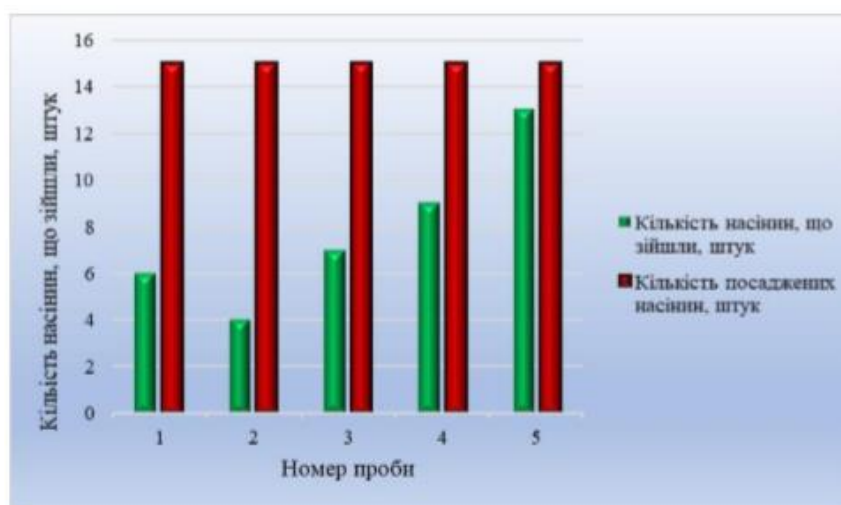


Рисунок 3.18 – Загальна кількість насінин крес-салату, що зійшли за час експерименту, штук.

Візуальна оцінка стану пророслих насінин, що виконувалася на етапі сходження насіння, показала, що паростки у досліджуваних зразках мають слабкі стебла, нерівності та пожовклість порівняно з фоновією пробою (рис. Б15) (Додаток Б). Ці зовнішні ознаки дозволяють зробити попередні висновки про приблизний рівень забруднення субстрату. Наприклад, якщо



паростки дрібні, тонкі, спостерігається раннє пожовтіння рослини, а частка насіння, що зійшло, менше 20 % від загальної кількості, то має місце сильний рівень забруднення середовища [118].

На другому етапі вимірювали висоту стебел крес-салату, що зійшли впродовж експерименту (на першому та другому тижні дослідження), результати візуалізовано на рис. 3.19. Як бачимо, середня висота стебел паростків варіює в межах 1–2 см за перший тиждень експерименту, в той час як у фоновій пробі середня висота сягає 5 см. За другий тиждень проведення дослідження, тобто в кінці експерименту, середні значення висоти пророслих зразків становлять від 2,5 см до 6,0 см при висоті фонового зразка – 9 см.

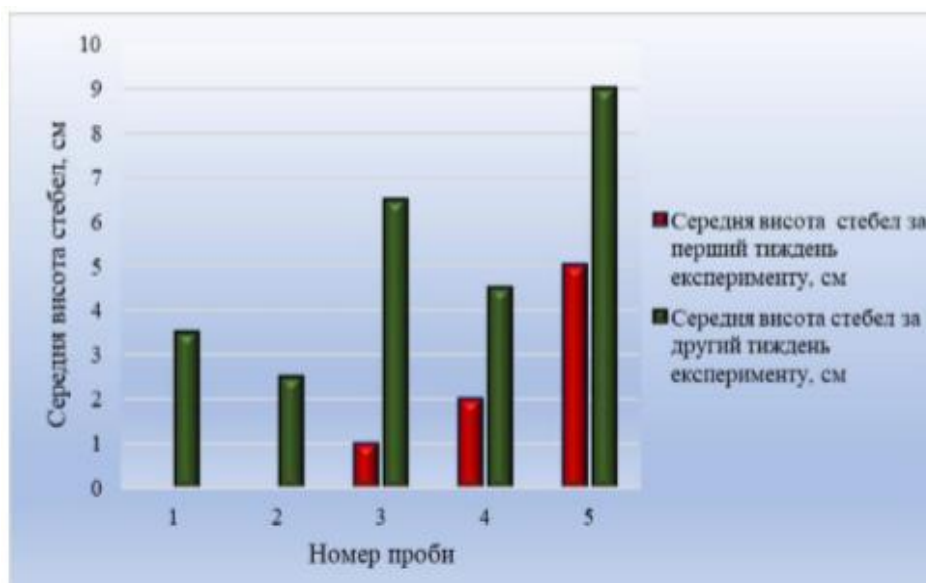


Рисунок 3.19 –Середня висота стебел рослин упродовж експерименту, см.

На основі отриманих даних визначали індекс фітотоксичності, що залежить від біопараметра контрольного зразку і, відповідно, – біопараметра досліджуваного зразка. За біопараметр нами обрано висоту стебел у кінці експерименту (підрозділ 2.6). Результати представлено на рис. 3.20.

Рівні забруднення досліджуваного середовища оцінювали згідно з методикою, наведеною у підрозділі 2.6. При цьому використовували таку градацію:

1. Забруднення відсутнє – сходження насіння 90–100 %; паростки однорідні, щільні, міцні, рівні.
2. Забруднення слабе – сходження насіння 60–90 %; паростки майже однакової довжини, міцні.
3. Забруднення середнє – сходження 20–60 %; паростки тонкі, порушені морфологічно.
4. Забруднення сильне – сходження до 20 %; паростки дрібні, спотворені.

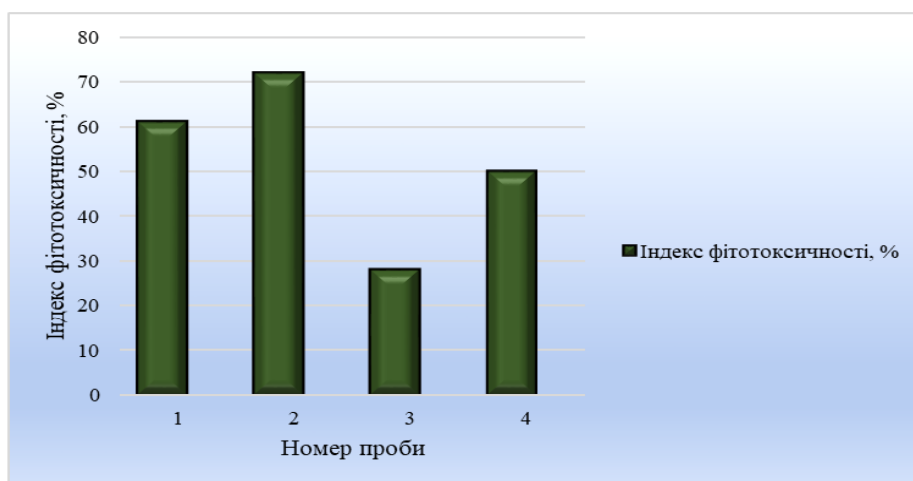


Рисунок 3.20 – Показник фітотоксичності досліджуваних зразків ґрунту, %

Отже, за індексом фітотоксичності досліджуваних зразків ґрунту, в основному, встановлено середнє забруднення субстрату, а в пробі №3 – забруднення близьке до сильного. Проведений аналіз показав, що всі досліджувані ґрунтові екосистеми міста функціонують у антропогенно порушеному режимі. Подальше зростання техногенного навантаження на урбоекосистеми може призвести до змін буферних властивостей ґрунтів, сприяти переходу нерозчинних форм токсикантів у розчинну, міграційну форму, що ще більше підвищить їх біобезпеку [118].

Експериментально встановлене забруднення ґрунтів поблизу об'єктів АТК солями слабких кислот (сульфатами, хлоридами), зваженими речовинами (до яких входять сполуки Цинку, Ніколу, Купруму, Ванадію тощо, а також сажа), нафтопродуктами і синтетичними ПАР сильно впливає на ростові процеси рослин. Візуальним свідченням є тонкі паростки, ненасичений зелений колір, менша висота стебел та рідке сходження паростків на пророщених субстратах. Частка насіння, що зійшло у 4-ох досліджуваних зразках ґрунтів, відповідно, становить 40 %, 27 %, 47 % та 60 %. Встановлений індекс токсичності у всіх досліджуваних зразках ґрунтів дорівнює, відповідно, 61 %, 72 %, 28 % та 50 %. Критичні значення визначені в першому та другому зразках. Найгіршим субстратом для росту рослин є ґрунти, проби яких було відібрано поблизу автомийних комплексів, оскільки зі стічними водами або ж внаслідок розливів відбувається надмірне потрапляння ШР у ґрунтовий шар, що негативно впливає на ріст і розвиток рослин [118].

### **3.5 Розробка комплексної шкали оцінювання техногенного навантаження на складові довкілля з боку впливу автотранспорту**

Загроза процесу деградації екосистем навколо об'єктів АТК в умовах інтенсивного впливу автотранспорту потребує прогнозування рівня їх забруднення та попередження несприятливих наслідків. З метою здійснення комплексної оцінки геоecологічного стану міських територій, розташованих поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури, нами проведено експериментальні дослідження стану забруднення ґрунтового, водного та повітряного середовища та виявлено певні особливості [141]. Зокрема, основними забруднювачами довкілля з боку автотранспорту є Нітроген(IV) оксид, Сульфур(IV) оксид, Карбон(II) оксид, вуглеводні, РМ, важкі метали тощо. Підтверджено міграцію ШР в придорожні ґрунти. Оскільки у процесі роботи об'єктів АТК найбільший вплив відбивається на атмосферному повітрі, внаслідок працюючих АТЗ, то це призводить до локального надмірного

накопичення ШР на певних територіях. Зокрема, осадження ШР на земну поверхню, спричиняє їх накопичення по ґрунтовому профілю і потрапляння токсикантів до поверхневих і підземних вод [125, 133, 140].

У роботі для дослідження якості ґрунтового покриву застосовували комплекс фізико-хімічних методів – методи експрес-контролю якості середовища, серед яких методи потенціометрії, гравіметрії, титриметрії, якісного хімічного аналізу на основні катіони та аніони; досліджувались також органолептичні показники проб – запах, забарвленість, каламутність тощо. Лабораторні дослідження (якісний і кількісний аналізи) використовували для визначення вмісту певних хімічних елементів та іонів у водних ґрунтових витяжках і пробах талої води. Особливу увагу приділяли вмісту у досліджуваних пробах хлорид-  $\text{Cl}^-$  і сульфат-іонів  $\text{SO}_4^{2-}$ , для встановлення рівня засоленості міських ґрунтів.

Методики відбору проб ґрунту і снігу, а також приготування водних ґрунтових витяжок описано в підрозділі 2.3, методики проведення лабораторних досліджень – у підрозділі 2.2. Для виконання комплексної програми екологічного моніторингу зазначених територій застосовували методи ліхеноіндикації, за якими оцінювали стан атмосферного повітря та методи фітотестування для оцінки токсичності ґрунтів.

Хімічні дослідження водних ґрунтових витяжок і проб снігу разом з біоіндикаційними дослідженнями (ліхеноіндикацією і фітотестуванням) дозволили виявити та встановити фактори, що чинять техногенне навантаження на складові довкілля навколо об'єктів АТК.

За результатами хімічного дослідження проб снігу (підрозділ 3.1) встановлено, що стійкий високий рівень забруднення антропогенно порушених територій спостерігається за показником рН середовища та за вмістом РМ. Досліджувані проби снігу, в основному, мають лужну реакцію середовища (рН змінюється від 8,0 до 10,75 одиниць) при оптимальному діапазоні кислотності середовища для поверхневих вод 5,0–7,5 одиниць рН. Величини рН, близькі до нейтрального середовища, встановлені на ділянках, що найбільш віддалені від

місць інтенсивного руху АТЗ. Отримані результати свідчать про присутність на цих територіях незначних кількостей схильних до гідролізу гідрокарбонатів Кальцію і Магнію. З наближенням до автотранспортної магістралі спостерігається значне підвищення лужності середовища, що вказує на наявність більшої кількості солей слабких кислот, гідроліз аніонів яких спричиняє збільшення концентрації гідроксид-іонів. Унаслідок надходження великої кількості пилу від АП також відбувається збільшення рівня рН середовища прилеглих територій, підвищення вмісту іонів Кальцію і Магнію, гідрогенкарбонат-іонів тощо. При цьому утворюється карбонатний геохімічний бар'єр, на якому здатні концентруватися і сполуки важких металів [121].

Дослідження стану ґрунтового покриву поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури (на прикладі м. Києва; підрозділ 3.2) вказують на певні трансформації його хімічного складу. Встановлено зміну показника кислотності, підвищений вміст у водних ґрунтових витяжках хлоридів і сульфатів відносно фонових концентрацій. Зокрема, значення коефіцієнта забруднення за показником кислотності  $K_{pH}$  в досліджуваних точках, знаходяться в діапазоні 0,4–1,2 одиниць, а коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом – 2,5–7,5 одиниць [125].

Ліхеноіндикаційні дослідження на прикладі паркових зон м. Києва (підрозділ 3.3) показали, що рівень забруднення міста за показником відносної чистоти атмосфери є середнім і досить сильним. Зокрема, два парки міста Києва віднесено до середнього рівня забруднення (парк «Супутник» і парк «Нивки»). Інші 8 міських екосистем характеризуються досить сильним рівнем забруднення. Це, наприклад, парк імені Пушкіна, парк «Інтернаціональний», парк імені Островського, парк імені Тараса Шевченка, парк «Сирецький», парк «Юність», сквер імені Олени Теліги та парк «Відрадний». Критичний стан у Маріїнському парку, він віднесений до зони із сильним забрудненням [104].

За результатами експерименту на фітотест (підрозділ 3.4) встановлено, що забруднення ґрунтів поблизу об'єктів АТК солями сильних кислот (сульфатами, хлоридами), зваженими речовинами, нафтопродуктами і

синтетичними ПАР сильно впливає на ростові процеси рослин. Візуальним свідченням є тонкі паростки, ненасичений зелений колір, менша висота стебел та рідке сходження паростків на пророщених субстратах. Частка насіння, що зійшло у досліджуваних зразках ґрунтів, знаходиться в діапазоні значень 27%–60%. Виявлений фітотоксичний ефект у досліджуваних зразках ґрунтів – 28%–72%. Критичні значення визначені в першому та другому зразках. Найгіршим субстратом для росту рослин є ґрунти, проби яких було відібрано поблизу автомийних комплексів, оскільки зі стічними водами або ж внаслідок розливів відбувається надмірне потрапляння токсикантів у ґрунтовий шар. Отже, необхідно проводити превентивні заходи із метою попередження потрапляння ШР [118].

На підставі проведених досліджень пропонуємо шкалу оцінювання техногенного навантаження на прилеглі до об'єктів АТК території (табл. 3.6).

Таблиця 3.6 – Комплексна шкала оцінювання техногенного навантаження на прилеглі до об'єктів АТК території

Показник	Рівень техногенного навантаження з боку об'єктів АТК			
	Низький (безпечний) рівень I	Середній рівень II	Вище від середнього III	Високий рівень IV
Кислотність снігу	<1	1–1,1	1,1–1,2	>1,2
Навантаження снігового покриву РМ (кг/(км <sup>2</sup> ·доба))	<1	1–3	3–5	>5
Кислотність ґрунту	<0,5	0,5–0,7	0,7–1	>1
Сульфатно- хлоридний вміст ґрунту	<2	2–4	4–6	>6
Відносна чистота атмосфери (за ліхеноіндикацією)	0,8–1	0,61–0,8	0,41–0,6	<0,40
Фітотоксичність ґрунту	< 20 %	20–30 %	30–40 %	> 40 %

Таким чином, запропонований нами комплексний спосіб поєднання хімічних методів дослідження з біондикаційними спостереженнями. Він надає змогу аналізувати вплив ШР від автотранспорту на різні компоненти довкілля (атмосферне повітря, ґрунти й ґрунтові розчини, рослини, тварини, поверхневі води тощо), та встановлювати рівень техногенного навантаження, попереджувати надмірні локальні забруднення.

### **3.6 Підвищення екологічної безпеки розробкою екологічно сприятливих миючих засобів для автотранспорту**

Серед загроз екологічній безпеці також відзначимо синтетичні ПАР, що використовуються для миття автотранспорту та в автокосметиці. Вони містять активні сполуки – детергенти, розчинені у триполіфосфаті Натрію або у чотирьохзаміщеному триполіфосфаті Натрію [142]. Такі детергенти, особливо фосфоровмісні, чинять токсичну дію на поверхневі й підземні води, змінюючи їх поверхневий натяг і впливаючи на інші фізико-хімічні властивості водних систем, та сприяють евтрофікації водойм [143, 144].

Важливою складовою концепції сталого розвитку є питання охорони довкілля і забезпечення екологічної безпеки. Отримання і використання ПАР і СМЗ, в тому числі для автомобільної галузі, є одним з небезпечних чинників забруднення навколишнього середовища. Водночас виробництво СМЗ спричинює значну витрату невідновлювальних мінеральних ресурсів [145–147]. Аналіз даних державної статистики України показує, що обсяги використання ПАР для виробництва СМЗ в Україні збільшуються, в основному, за рахунок імпортованих ПАР (рис. 3.21 і 3.22).

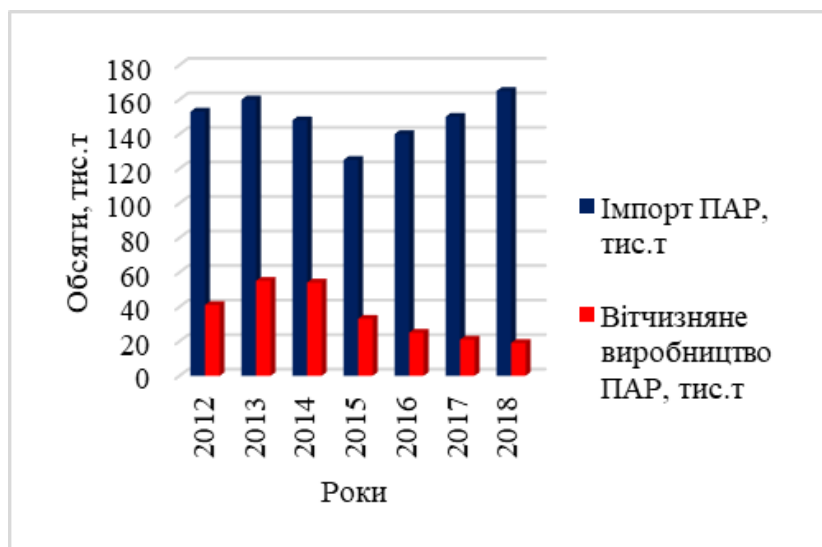


Рисунок 3.21 – Обсяги виробництва ПАР в Україні та імпортованих ПАР за 2012–2018 рр.

Зокрема, в 2018 р. вітчизняне виробництво становило 20 тис. т, у той час як імпорт склав 160 тис. т ПАР, основна частка яких ввозиться з країн Європи.

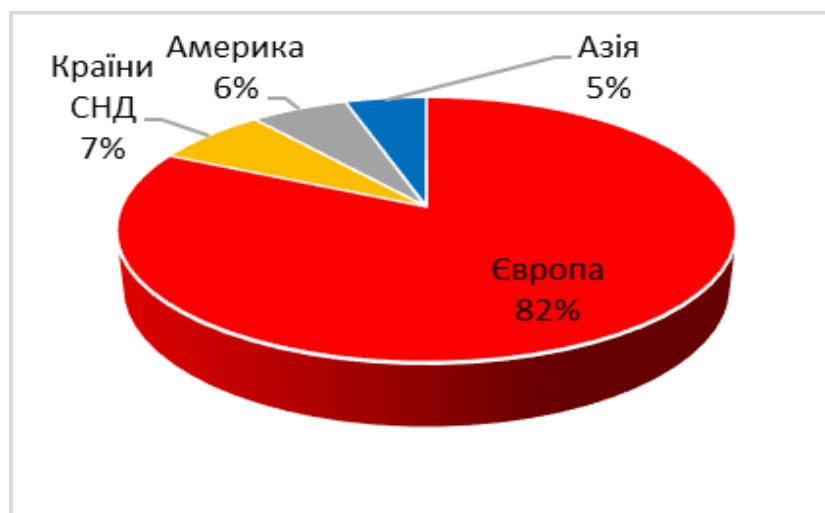


Рисунок 3.22 – Частка країн, з яких імпортують ПАР в Україну (2018 р.).

СМЗ представляють собою складні композиції, які складаються з урахуванням умов їх застосування, фізико-хімічних властивостей складових компонентів, асортименту сировини тощо. Найпоширенішими ПАР для



миючих засобів є аніонні, а саме алкілсульфати, алкілсульфонати й алкіларілсульфонати. Використання СМЗ є екологічно небезпечним через наявність у їх складі значної кількості синтетичних ПАР і агресивних речовин, особливо фосфатів [142].

Фосфати ( $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ ,  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ ) і фосфонати, що входять до складу миючих засобів, спричиняють у відкритих водоймах посилений ріст синьо-зелених водоростей та іншої водної флори, що призводить до їх евтрофікації. Згідно з екологічним стандартом ГОСТ 32509-2013, для попередження забруднення природних екосистем, а саме ґрунтів і водних об'єктів, рекомендується використовувати ПАР 1-го та 2-го класу біорозкладу. Ці ПАР в стандартних умовах здатні до біорозкладання або біоасиміляції неадаптованим активним ілом протягом 28 діб (ступінь повного біорозкладу становить  $X_{\text{пов}}^{28} \geq 70 \%$ , первинного –  $X_{\text{перв}}^{28} \geq 90 \%$ ).

За стандартом первинний біорозклад ПАР, що входить до СМЗ, повинен становити не менше 80 % (за основною речовиною), а повний біорозклад – не менше 60 % (за діоксидом Карбону) або не менше 70 % (за загальним органічним Карбоном). Зазначимо, що в будь-якому гомологічному ряду ПАР у залежності від величини гідрофобної або гідрофільної частини молекули присутні ПАР усіх 4-х класів: від класу швидкого біорозкладу (1-го) до класу надзвичайно повільного біорозкладу (4-го) [143].

ПАР, що входять до складу СМЗ для автотранспорту, призводять до зміни складу і властивостей СВ, наприклад, після мийки автомобілів. Це пояснюється утворенням стійких емульсій з дисперсіями стоку (наприклад частинками масел), що, в свою чергу, перешкоджає седиментації частинок. Таким чином, створення екологічно сприятливих композицій речовин в миючому засобі, де всі компоненти будуть на основі відновлювальної сировини та екологічно безпечними для довкілля, є актуальним завданням.

У дослідженні пропонуємо створити миючий засіб на основі комбінації неіоногенної та аніонних ПАР. Засіб як неіоногенну ПАР містить сорбітан олеат, а як аніонні ПАР – натрій лаурилсульфат і калійне мило. Миючий засіб є

екологічно сприятливим, оскільки містить компоненти, що здатні до повного біорозкладання.

У табл. 3.7 наведено склад запропонованого мийного засобу для АТЗ, вказано співвідношення компонентів (в перерахунку на чисті речовини і з урахуванням проходження реакцій нейтралізації):

Таблиця 3.7 – Склад запропонованого засобу для миття автотранспорту

№ п/п	Найменування сировини	ГОСТ, ТУ	Мас., %	Клас небезпеки згідно ГОСТ 12.1.007
1	Сорбітан олеат	ТУ 6-14-1051-81	5–6	
2	Натрій лаурилсульфат	ГОСТ ТУ 2481-023-50199225-2002	2	4
3	Калійне мило	ТУ У 20.4-38010942- 003:2017	1–2	
4	Натрій глюконат	ТУ 6-09-3508-80	5–10	4
5	Калій гідроксид		8	2
6	Біобутанол		До 5	
7	Вода		Решта	

Показники миючої здатності та піноутворення визначають згідно ТУ У 24.5-2798301652-002-2011. Для цього встановлювали параметр піноутворення: 50 мл 3% розчину досліджуваного засобу у воді спінювали збовтуванням в циліндрі об'ємом 250 мл і поміщали на стіл. Після чого через 1 хв визначали висоту піни.

В результаті дослідження засобу для миття встановлено висоту піни не менше 50 мм після 1 хв, що свідчить про високі піноутворюючі та миючі властивості розробленого мийного засобу.

Визначення густини засобу проводилось згідно ГОСТ 18995.1. Для обґрунтування екологічної безпечності розробленого засобу виконано дослідження параметрів в'язкості та поверхневого натягу водних ґрунтових розчинів з внесеними концентраціями миючого засобу. Тестували проби ґрунтів, що описані в підрозділі 3.2, за методиками, наведеними в підрозділі 2.3. Визначення в'язкості проводили за допомогою віскозиметра

згідно ГОСТ 900–75. За допомогою сталагмометричного методу визначено поверхневий натяг (рис. 3.23 і 3.24).

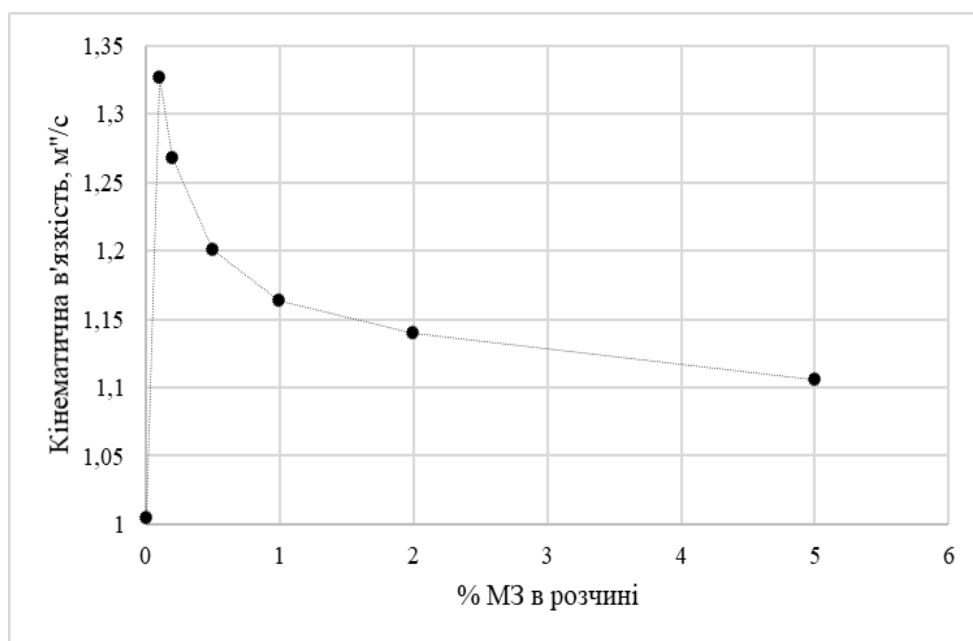


Рисунок 3.23 – Кінематична в'язкість водних ґрунтових розчинів.

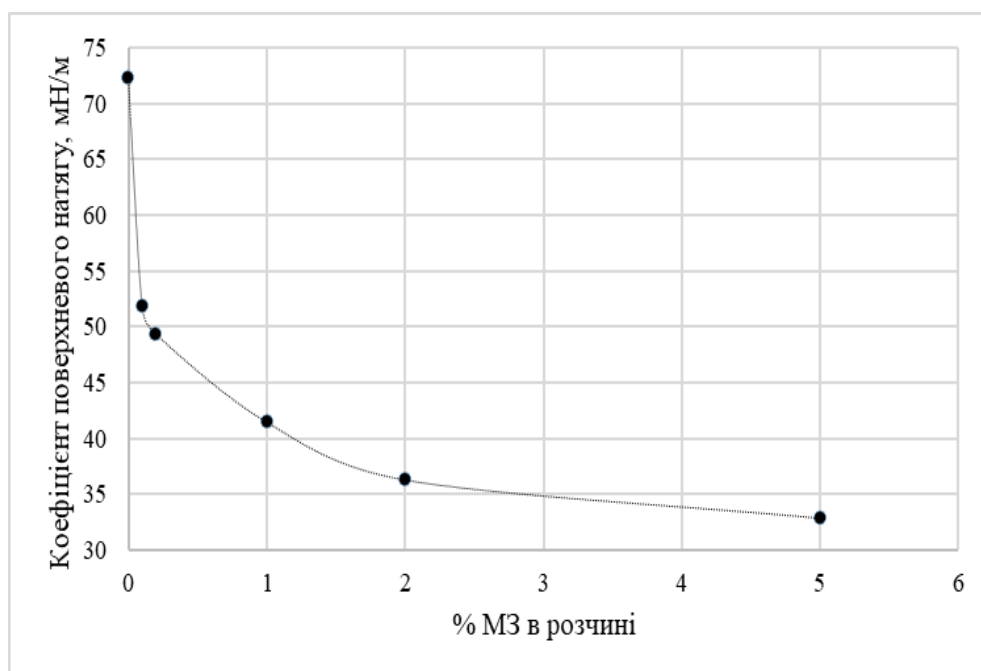


Рисунок 3.24– Коефіцієнт поверхневого натягу водних ґрунтових розчинів.

### Висновки до розділу 3

1. Проведено комплексне геохімічне та біоіндикаційне дослідження стану придорожніх територій і екосистем навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури. Визначено показники забруднення снігового та ґрунтового покриву; оцінено чистоту атмосферного повітря паркових територій методом ліхеноіндикації; визначено рівень токсичності ґрунтів за показником фітотоксичності.

2. Оцінка забруднення снігового покриву за показником кислотності показала, що досліджувані проби снігу мають лужну та слабко лужну реакцію середовища (рН змінюється від 8,0 до 10,75 одиниць) при оптимальному діапазоні кислотності середовища для поверхневих вод 5,0–7,5 одиниць рН. Встановлено, що обсяги пилового навантаження в снігу безпосередньо біля проїжджої частини становлять 6–11 кг/(км<sup>2</sup>·доба), в той час коли у фоновій пробі – 1,58 кг/(км<sup>2</sup>·доба). Основними причинами забруднення снігового покриву навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури вважаємо застосування піщано-сольових сумішей як протиожеледних засобів в зимовий період та аерозольне осадження ШР.

3. Дослідження стану ґрунтового покриву поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури (на прикладі м. Києва) вказують на наявні трансформації їх хімічного складу. Ознаками цього є зміна показника кислотності, підвищений вміст у водних ґрунтових витяжках хлоридів і сульфатів відносно фонових концентрацій. Зокрема, значення коефіцієнта забруднення за показником кислотності в досліджуваних точках на відстані найближчій до автомагістралі (до 5 м), відповідно, становлять 0,79, 0,87, 0,78, 0,84, 0,79, 0,87, 0,9, 0,75, а коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом – 4,05, 4,35, 4,25, 3,9, 4,15, 3,75, 4,3, 3,95, 3,55. З віддаленням від об'єктів автотранспортної інфраструктури спостерігаємо зменшення показників забруднення, а в деяких випадках – наближення до фонових значень.

4. Ліхеноіндикаційні дослідження паркових територій м. Києва показали, що рівень їх забруднення за показником відносної чистоти атмосфери, в основному, є середнім та досить сильним. Два парки міста Києва віднесено до середнього рівня забруднення: парк «Супутник» ( $Q=0,41$ ) та парк «Нивки» ( $Q=0,42$ ). Інші 8 міських екосистем характеризуються досить сильним рівнем забруднення, зокрема, парк ім. Пушкіна ( $Q=0,23$ ), парк Інтернаціональний ( $Q=0,23$ ), парк імені Островського ( $Q=0,25$ ), парк ім. Тараса Шевченка ( $Q=0,37$ ), Сирецький парк ( $Q=0,30$ ), парк Юність ( $Q=0,37$ ), сквер ім. Олени Теліги ( $Q=0,35$ ), парк Відрадный ( $Q=0,28$ ). В критичному стані знаходиться Маріїнський парк ( $Q=0,16$ ), віднесений до зони із сильним забрудненням.

5. За індексом фітоксичності досліджуваних зразків ґрунту встановлено середнє забруднення субстрату (а винятком є проба №3, де забруднення близьке до сильного). Частка насіння, що зійшло у 4-ох досліджуваних зразках ґрунтів, відповідно становить 40 %, 27 %, 47 % та 60 %. Встановлений індекс токсичності у всіх досліджуваних зразках ґрунтів відповідно дорівнює 61 %, 72 %, 28 % та 50 %. Критичні значення визначені в першому та другому зразках. Найгіршим субстратом для росту рослин є ґрунти, проби яких було відібрано поблизу автомийних комплексів, оскільки зі стічними водами або ж внаслідок розливів відбувається надмірне потрапляння ШР у ґрунтовий шар, що негативно впливає на ріст і розвиток рослин.

6. Розроблено засіб для миття автотранспорту забезпечує якість очищення миючих поверхонь за рахунок комбінації ПАР і комплексонів, а також невикористання катіонних ПАР як екологічно небезпечних і досягнення 100% біорозщеплюваності в довкіллі.

Основні положення розділу опубліковано у роботах [104], [118], [123], [125], [140].

## РОЗДІЛ 4

### ДОСЛІДЖЕННЯ АЕРОТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПРИМАГІСТРАЛЬНІ РАЙОНИ МІСТА З ОЦІНКОЮ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ

#### **4.1 Встановлення техногенного навантаження на ділянку міського району з боку автотранспорту (на прикладі м. Києва)**

Значне збільшення кількості АТЗ та об'єктів для їх обслуговування зумовлює негативний екологічний вплив на житлові примігистральні райони та населення, котре проживає або тривалий час перебуває поблизу таких об'єктів. Згідно даних ВООЗ, забруднення повітря викидами ВГ АТЗ скорочує тривалість життя людини в середньому на 4 роки, при цьому дитяча смертність збільшується на 1 %.

Найбільшу небезпеку для довкілля чинять ВГ автомобілів, що, особливо, позначається на якості атмосферного повітря міських територій. Крім основних викидів ВГ ( $\text{CO}$ ,  $\text{C}_m\text{H}_n$ ,  $\text{NO}_x$ ), до їх складу входять альдегіди, канцерогенні речовини, а саме бенз(а)пірен ( $\text{C}_{20}\text{H}_{12}$ ), сполуки Сульфуру і тверді частинки, в основному, сажа. [148–150]. Небезпечним є велике підвищення концентрацій ШР у повітрі, особливо, влітку та на закритих дворових територіях [148]. Оскільки, в умовах щільної забудови утворюються застійні зони, де в безвітряну погоду майже відсутнє перенесення домішок і розсіювання викидів [19, 150].

Гостра екологічна ситуація виникає в місцях автостоянок і паркувань АТЗ. Режим роботи двигунів в цих умовах характеризуються «залповими» викидами ВГ при пуску, прогріві та виїзді. Крім цього, паркування АТЗ вздовж проїжджої частини створюють додаткове екологічне навантаження та є суттєвою перешкодою для руху АТЗ, і, як наслідок, провокують підвищення викидів ШР в навколишнє середовище за рахунок розгонів і гальмувань.

Таким чином, наступним завданням дослідження є встановлення рівня техногенного навантаження з боку об'єктів автотранспортної інфраструктури на ділянку примагістрального району (на прикладі міста Києва). У роботі [1] досліджено, що рівень забруднення атмосферного повітря поблизу автомагістралей Києва в найбільшій мірі викликаний перевищенням ГДК Нітроген(IV) оксиду в 3,3 рази, Сульфур(IV) оксиду – в 1,4 рази, формальдегіду – в 1,6 рази. При цьому сумарний ризик здоров'ю населення, внаслідок забруднення трьома шкідливими домішками складає більше 0,2, що означає проявлення у людей, котрі проживають на досліджуваних територіях, важких хронічних ефектів впродовж життя [151].

Загазованість автомагістралей і примагістральних територій залежить від інтенсивності руху АТЗ, ширини та рельєфу вулиці, швидкості і напрямку вітру, частки вантажного транспорту і автобусів в загальному потоці тощо [152]. Загальновідомо, всі що об'єкти АТК чинять досить значне техногенне навантаження на складові навколишнього середовища і урбосистеми [152, 153]. Проте, дія техногенних навантажень повинна відповідати рівню фізичної стійкості кожного з природних компонентів.

Існують критерії кількісної оцінки стану урбоекосистем, де порівнюються фактичні значення обсягів поступаючих ШР з обсягами, котрі не порушують екологічно безпечний стан середовища (наприклад, в зоні впливу АТК). Таку оцінку визначають за формулою (4.1):

$$\eta_p = \sum_k \sum_i [(B_{ik} - Z_{ik})] \quad (4.1)$$

де  $B_{ik}$  – кількісний інтегральний індикатор стану біосфери при впливі на неї  $k$ -их елементів у вигляді деякого відносного показника, стандартизованого у вигляді числових значень (від 0 до 1);

$Z_{ik}$  – кількісне значення обсягу  $i$ -их ШР, що утворюються від впливу  $k$ -их об'єктів АТК з максимальними концентраціями, що допускають техногенний розвиток урбанізованих територій (інтегральний показник від 0 до 1).

Отже, має місце нерівність  $B_{ik} \leq Z_{ik}$ , де рівень впливу на довкілля є небезпечним і потребує обмежувальних заходів. Таку екологічну ситуацію взагалі визначають як катастрофічну [155, 156].

Отже, розглянемо екологічну ситуацію, котра склалася під впливом шкідливих компонентів ВГ АТЗ. Для дослідження обрано ділянку автомагістралі вздовж проспекту Перемоги в Солом'янському районі міста Києва, довжиною 2 км, котра пролягає неподалік житлових будинків та зон відпочинку людей [155]. Окрім того, досить часто об'єктами потенційно підвищеного токсикологічного впливу з боку автомагістралей міста стають середні та вищі заклади освіти, державні установи, офіси, магазини тощо.

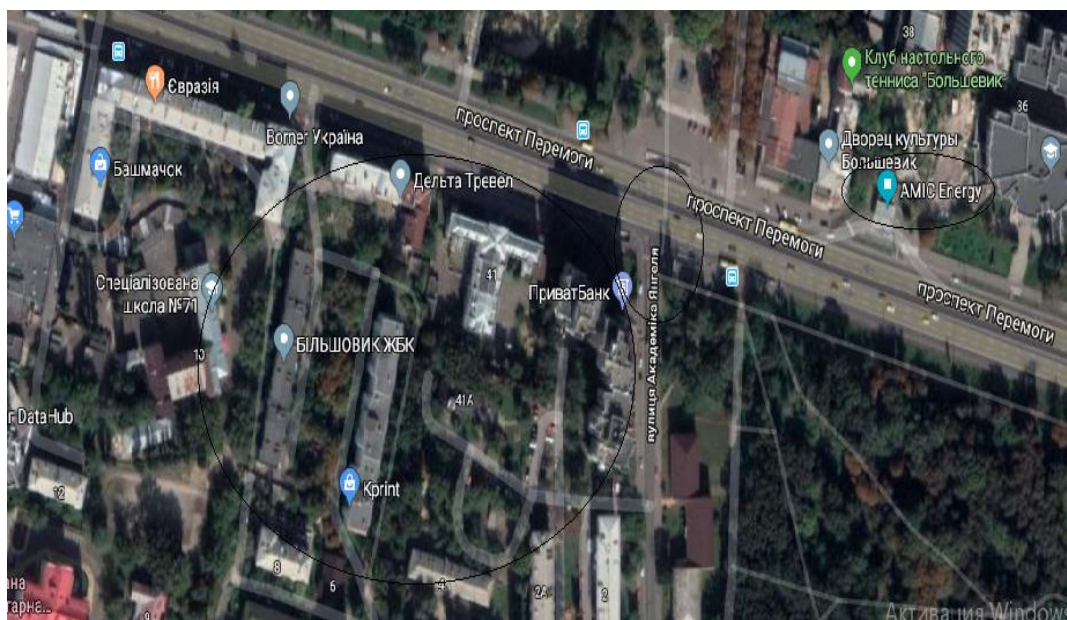


Рисунок 4.1 – Карта розташування ділянки дослідження автотранспортних потоків (на прикладі міста Києва).

Як правило, навантаження від автотранспорту на дорожньо-вуличну мережу характеризується показником інтенсивності руху АТЗ [157, 158]. Згідно вимогам ГОСТ сумарна інтенсивність руху вважається низькою при проходженні в середньому 2,7–3,6 тис. авт./добу, середньою – при проходженні в середньому 8–17 тис. авт./добу і високою – в середньому 18–27 тис. авт./добу.



Оцінку техногенного навантаження автотранспортом на житловий примігистральний район виконували згідно з методикою [159–160]. Для оцінки використовували такі показники, як обсяги викидів ШР основними категоріями АТЗ та інтенсивність руху автомобілів.

На автомагістралях м.Києва було проведено натурні дослідження визначення інтенсивності руху АТЗ на досліджуваних ділянках. Для підрахунку кількості АТЗ по основних групах автомобілів використовували відеозйомку. Нами встановлено, що в години «пік» кількість АТЗ складає 9120 авт./год в обох напрямках руху [121]. Кількісний склад АТЗ за основними категоріями представлено на рис. 4. 2 та наведено в табл. В1 (Додаток В).

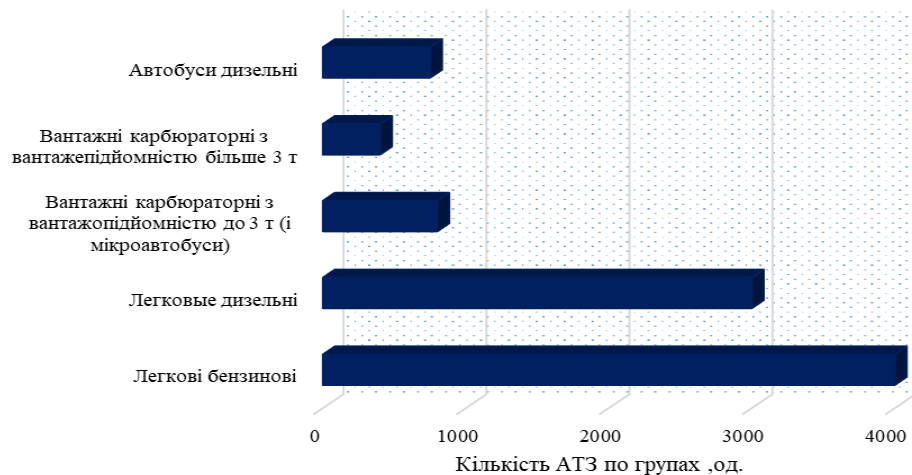


Рисунок 4.2 – Кількісний склад АТЗ за основними категоріями.

З рис. 4.2 видно, що найбільше по місту курсують легкові автомобілі, що працюють на бензині, а найменше вантажних карбюраторних АТЗ з вантажопідйомністю більше 3 т.

Масовий викид ШР визначали за формулою (4.2) [155]:

$$M_{L1} = \frac{L}{3600} \times \sum_1^k M_{K1}^{\Pi} \times G_K \times r_{V_{K1}} \quad (4.2)$$

де  $M_{k,i}^{\Pi}$  – пробіговий викид  $i$ -ї ШР  $k$ -ю групою АТЗ, г/км;

$k$  – кількість АТЗ по кожній групі, од.;

$G_k$  – фактична найбільша інтенсивність руху, тобто кількість автомобілів кожної з  $k$  груп, що проходить через фіксовану ділянку автомагістралі за одиницю часу в обох напрямках, 1/год;

$k_{V,k,i}$  – поправочний коефіцієнт, що враховує середню швидкість потоку (визначається з таблиці згідно методики);

$1/3600$  – коефіцієнт перерахунку «години» в «секунди»;  $L$  – довжина ділянки автомагістралі без регульованих перехресть, км.

Пробіговий викид  $i$ -ої ШР  $k$ -ю групою АТЗ визначали згідно даних табл.В2 (Додаток В); поправочний коефіцієнт, що враховує середню швидкість потоку визначали за даними табл. В3 (Додаток В).

На рис. 4.3 представлено діаграми, що характеризують масові викиди ШР кожною групою АТЗ, що проходять через досліджувану ділянку дороги. Результати розрахунків наведено в табл. В4 (Додаток В).

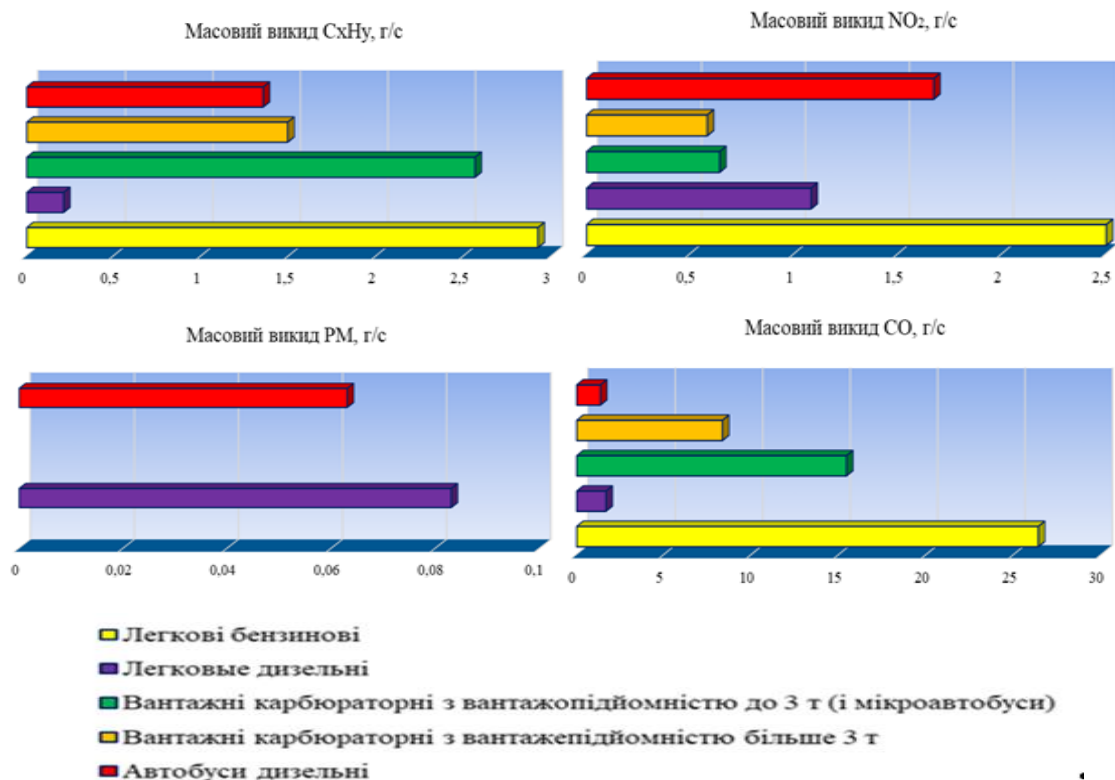


Рисунок 4.3 – Масові викиди ШР ( $C_xH_y$ , РМ,  $NO_x$ , CO) на ділянці автомагістралі.

Аналіз отриманих даних показує, що найбільший вклад в аеротехногенне забруднення приміагістральних зон по всіх ШР, окрім РМ, вносять легкові бензинові АТЗ. При цьому найбільше забруднення приходить на оксиди Карбону (26,39 г/с), що суттєво знижують дизельні АТЗ (до 1,67 г/с), однак саме вони створюють небезпечне забруднення атмосфери твердими частками. Що стосується оксидів Нітрогену, то найбільші їх обсяги також припадають на легкові бензинові АТЗ (2,5 г/с), у той час як дизельні автомобілі викидають дещо менше цієї ШР – 1,8 г/с.

Порівнюючи обсяги викидів ШР з їх нормативними вимогами, оцінюємо показник рівня екологічної небезпеки досліджуваної території, котрий дає уявлення про екологічну ситуацію і визначається за формулою (4.3) [161]:

$$P_{оук} = \frac{S_{оу_{факт}}}{S_{оу_{еталон}}}, \quad (4.3)$$

де  $S_{оу_{факт}}$  – результат оцінки екологічної ситуації в зоні впливу  $k$ -го елемента об'єкта АТК, отриманий в ході аналізу фактичних обсягів викидів; визначається за формулою (4.4):

$$S_{оу_{факт}} = \left[ \sum_1^p \sum_1^d \left( \frac{M_i}{ПДК_i} \right) \right], \quad (4.4)$$

де  $p$  – кількість АТЗ в потоці;

$d$  – кількість домішок у ВГ АТЗ;

$M_i$  – кількість викидів  $i$ -ої ШР у ВГ, що утворюються при інтенсивності руху  $N$  автомобілів, мг/с;

$ПДК_i$  – середньодобова ГДК  $i$ -ї ШР в атмосфері населеного пункту, мг/м<sup>3</sup>.

Зрозуміло, що  $S_{оу_{еталон}}$  це результат оцінки екологічної ситуації, при котрій забезпечується безпечний стан середовища (у відповідності з нормативами). При цьому викид ШР  $M_{еталон}$  визначається для інтенсивності потоку

автотранспорту  $N$ , при якому забезпечується рівень максимальних концентрацій, що впливають на територію і забезпечують екологічно безпечний стан придорожньої зони.

Таким чином, розрахунковим шляхом отримуємо оцінку екологічної ситуації, що склалася на досліджуваній ділянці автомагістралі (табл. 4.1) [155].

Таблиця 4.1 – Результати оцінювання техногенного навантаження з боку автотранспорту на ділянці дослідження

Параметр	ШР			
	CO	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	NO <sub>2</sub>	PM
M <sub>i</sub> , мг/с	530	85	64,7	14,6
ПДК, мг/м <sup>3</sup>	3	1	0,04	0,05
M <sub>i</sub> /ПДК	176,67	85	1,6*10 <sup>3</sup>	292
S <sub>оуфакт</sub> , м <sup>3</sup> /с	2153, 67			
S <sub>оустанд</sub> , м <sup>3</sup> /с	4			
P <sub>оук</sub>	0,54×10 <sup>3</sup>			

Отже, екологічна ситуація, що склалася на досліджуваній ділянці автомагістралі, показує, що отримане значення показника екологічної небезпеки  $P_{оук} = 0,54 \times 10^3$  є дуже високим. Це вказує на суттєве перевищення нормативного рівня майже в 540 разів, а значить говорить про надзвичайно негативну екологічну ситуацію на території міста. Отже, обсяг ШР, що утворюється від впливу об'єктів АТК, у сотні разів перевищує інтегральний індикатор стану біосфери в цьому районі. Необхідно також враховувати, що на даній ділянці знаходиться ще й АЗС, котра вносить свій внесок у забруднення атмосферного повітря. Масові викиди ШР від АЗС значно погіршують екологічну ситуацію в досліджуваному районі [155]. Таким чином, дослідження показало, що тривале знаходження людей на зупинках громадського транспорту, особливо в години "пік", а також рух тротуарами уздовж автомагістралі є надзвичайно небезпечним для здоров'я. Слід зазначити, що

майже кожен міський мешканець може перебувати на забруднених територіях і дихати токсичним повітрям [155].

У зв'язку з небезпекою виникнення високих концентрацій ШР у локальних зонах поблизу житлових будинків виникає нагальна необхідність вивчення питання розсіювання домішок в умовах міської забудови. Тому наступним етапом досліджень є побудова матриці розсіювання ШР за допомогою методів математичного моделювання, особливо з урахуванням метео- та погодних умов. Також необхідно провести моніторинг фактичних концентрацій ШР у нашому дослідженні – за даними ЦГО, і особливо – кількості перевищень ГДК, а також ІЗА для досліджуваних районів (на прикладі міста Києва).

#### **4.2 Моніторинг забруднення атмосферного повітря з боку автотранспортної інфраструктури в приміагістральних районах**

Спостереження за станом забруднення атмосферного повітря в місті Києві проводяться ЦГО імені Бориса Срезневського на 16 стаціонарних постах. Моніторинг проводять за вмістом основних ШР, до яких відносяться пил, Сульфур(IV) оксид, Карбон(II) оксид, Нітроген(IV) оксид, і специфічних речовин (Нітроген(II) оксид, розчинені сульфати, сірководень, фенол, гідроген фторид, аміак, формальдегід, бенз(а)пірен, важкі метали) [162].

Для дослідження впливу автотранспортної інфраструктури на приміагістральні райони міста Києва обрано території, де розташовані 4 ПС ЦГО імені Бориса Срезневського (вздовж проспекту Перемоги, табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Адреси розташування ПС в м. Києві

п/п	Номер ПС	Адреса
1	№ 2	Вул. Довженка, 8
2	№ 6	Площа Перемоги
3	№ 7	Бессарабська площа (Шевченківський район)
4	№ 11	Проспект Перемоги, 98/2 (Святошинський район)

Як видно з рис. 4.4, дані пости знаходяться вздовж швидкісної міської автомагістралі. Окрім того, з обох сторін автошляху розташовано велика кількість об'єктів автотранспортної інфраструктури. В таких місцях відбуваються часті зміни режимів руху автомобілів, що є наслідком найбільшої кількості викидів ШР, особливо при гальмуванні. При цьому поблизу автодороги знаходяться житлові будинки, офісні споруди, школи, дитячі садки, торгові центри, зупинки транспорту тощо.

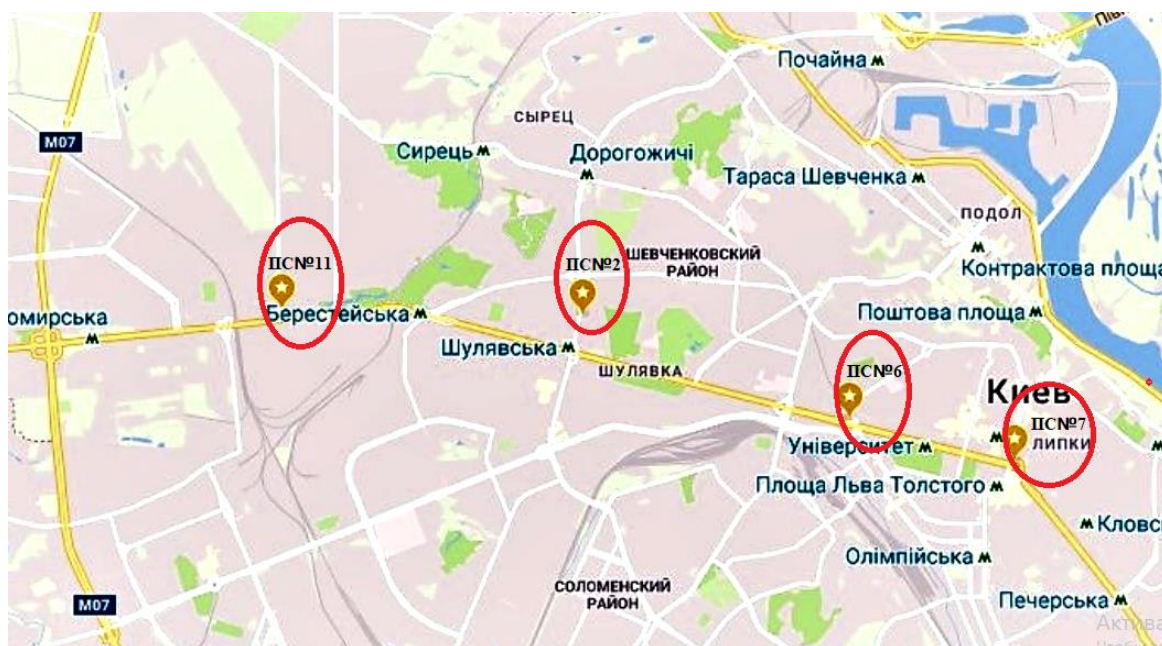


Рисунок 4.4 – Карта розташування обраних для аналізу даних ПС ЦГО м.Києва.

Для аналізу забруднення повітря в приміагістральних районах Києва за допомогою моніторингових даних ЦГО імені Бориса Срезневського сформовано базу щодо даних концентрацій таких ШР, як завислі речовини (пил), Сульфур(IV) оксид, Карбон(II) оксид, Нітроген(IV) оксид, формальдегід за період 2017–2019 рр. (B5–7, Додаток В).

Визначення рівня забруднення атмосферного повітря засновано на методі порівняння масових концентрацій певної домішки з відповідними значеннями її ГДК. При цьому, середні концентрації домішки порівнюють з середньодобовими значеннями ГДК<sub>с.д.</sub>, а максимальні з разових – з ГДК<sub>м.р.</sub> [73]. Якість повітря оцінюють за комплексним, інтегральним показником (ІЗА,

ум.од.), що розраховується за середньорічними (середньомісячними) концентраціями ШР за формулою (4.5):

$$ІЗА = \sum [C(X_i) / ГДК_{с.д.}(X_i)]^{a_i}, \quad (4.5)$$

де  $C(X_i)$  – середня масова концентрація  $i$ -го токсиканта в повітрі,  $мг/м^3$ ;

$ГДК_{с.д.}(X_i)$  – середньодобова гранично допустима концентрація  $i$ -ої ШР;

$X$  – токсикант;

$a_i$  – коефіцієнт, що враховує ступінь шкідливості токсиканту порівняно зі шкідливістю речовини 3 класу небезпеки, зокрема,  $SO_2$ .

Для речовин 1 класу небезпеки коефіцієнт  $a_i$  встановлюють 1,7; 2 класу – 1,3; 3 класу – 1,0 і для речовин 4 класу – 0,9 [73]. Для характеристики забруднення повітря окремими поллютантами застосовують парціальні  $ІЗА(X_i)$ . Зокрема, при значенні  $ІЗА_5 < 5$  рівень забруднення вважають низьким, 5–7 – підвищеним, 7–14 – високим та вище 14 – дуже високим [159]. Отже, на рис. 4.5 наведено рівні забруднення атмосферного повітря ( $ІЗА$ ) на 4 ПС в місті Києві за період 2017–2019 рр.

З рис. 4.5 видно, що найбільші значення  $ІЗА$  спостерігаються на Бессарабській площі (ПС № 7). Водночас по кожному ПС з кожним роком спостерігається збільшення значень  $ІЗА$ ; винятком є ПС № 6, де  $ІЗА$  за цей період зменшився на 26 % порівняно з попереднім 2018 р.

Отже, за значеннями  $ІЗА$  рівень забруднення в примігистральних районах можна визначити як небезпечний високий рівень забруднення (7–14 ум.од.).

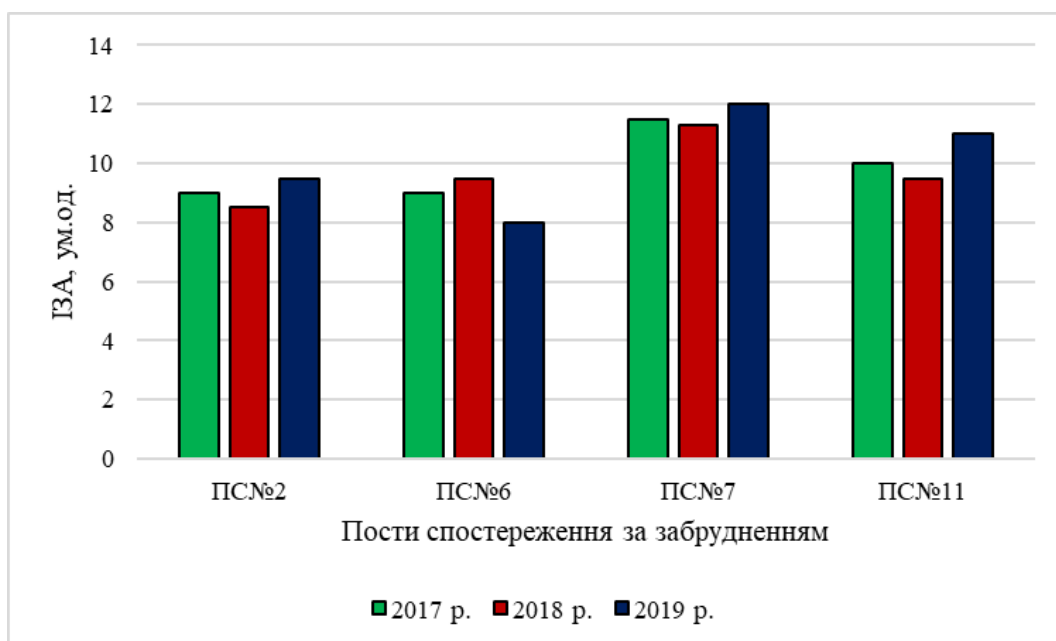


Рисунок 4.5 – Значення ІЗА по ПС (м. Київ) за період 2017–2019 рр.

Дія хімічних сполук зумовлює широкий спектр шкідливих ефектів на людину, які залежать від шляху надходження в організм та тривалості перебування, їх концентрацій тощо. Отже, у методології оцінки ризику прийнято орієнтуватися на той шкідливий ефект, який виникає за впливу найменшої із ефективних доз (критичний ефект, критичні органи/системи) [148]. У табл. В8 (Додаток В) наведено референтні концентрації хімічних речовин за хронічного інгаляційного впливу їх в атмосферному повітрі.

Отже, як бачимо, за пріоритетними токсикантами такими, як Нітроген(IV) оксид, формальдегід і пил у досліджуваних районах міста Києва постійно перевищується ГДК у атмосферному повітрі [148].

Рівень забруднення Нітроген(IV) оксидом за середньорічними ІЗА на всіх ПС перевищував допустимий рівень забруднення і в середньому становив у 2017 р. – 7,2, 2018 р. – 7,9, 2019 р. – 9,1, що відповідає високому рівню забруднення (рис. 4.6).

На рис. 4.7 наведено кількість випадків перевищення ГДК<sub>с.д.</sub> Нітроген(IV) оксиду по місяцях за 2017–2019 рр. Аналіз даних показує, що в



2017 р. у м. Києві в середньому кількість випадків перевищення становила 81 %, у 2018 р. – 85 %, у 2019 р. – 90 %.

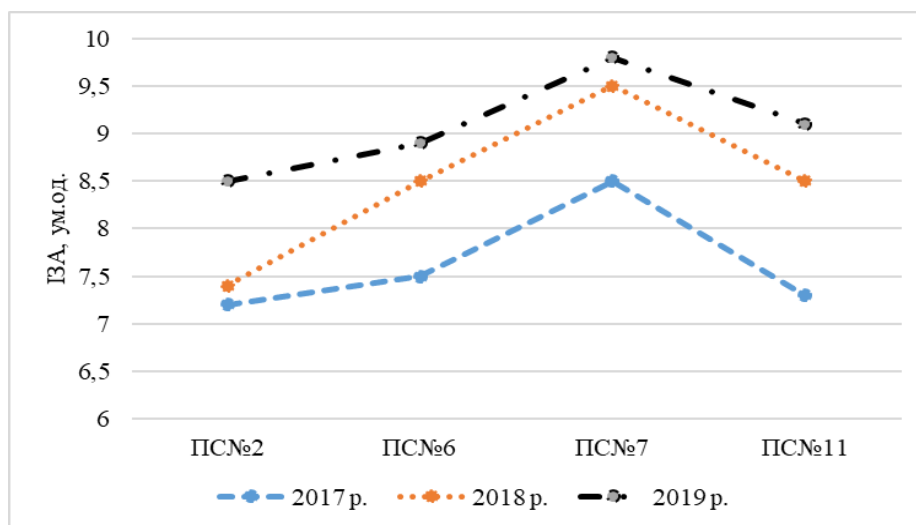


Рисунок 4.6 – ІЗА по Нітроген(IV) оксиду на досліджуваних ПС за період 2017–2019 рр.

Найбільша кількість випадків перевищення ГДК<sub>с.д.</sub> Нітроген(IV) оксиду за 2017–2019 рр. спостерігалась у літні місяці та в середньому по місту становила 83 % у 2017 р., 93 % у 2018 р. та 96 % у 2019 р.

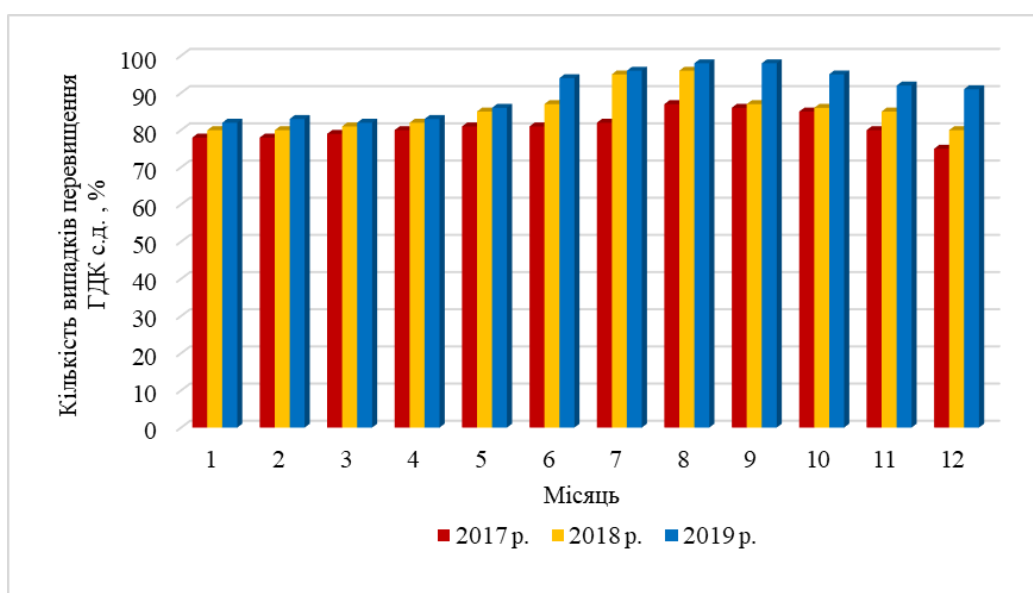


Рисунок 4.7 – Кількість випадків перевищення ГДК<sub>с.д.</sub> Нітроген(IV) оксиду за період 2017–2019 рр.

Рівень формальдегіду на всіх постах перевищував допустимі значення та в середньому становив для 2017 р. – 6,2, 2018 р. – 6,9, 2019 р. – 8,1 (рис. 4.8).

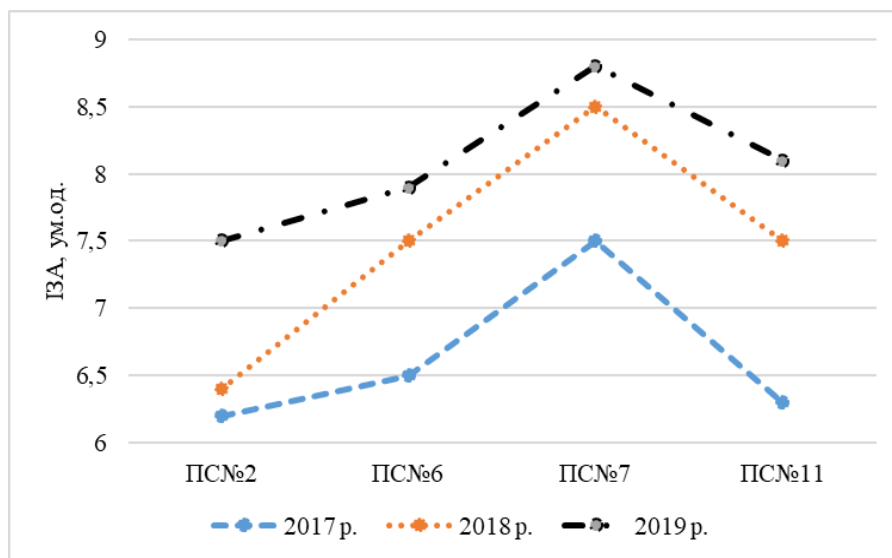


Рисунок 4.8 – ІЗА по формальдегіду на досліджуваних ПС за період 2017–2019 рр.

Найбільша кількість випадків перевищення формальдегіду за 2017–2019 рр. спостерігалась у літні місяці та в середньому становила 86 % у 2017 р., 94 % – у 2018 р. та 97 % – у 2019 р. (рис. 4.9).

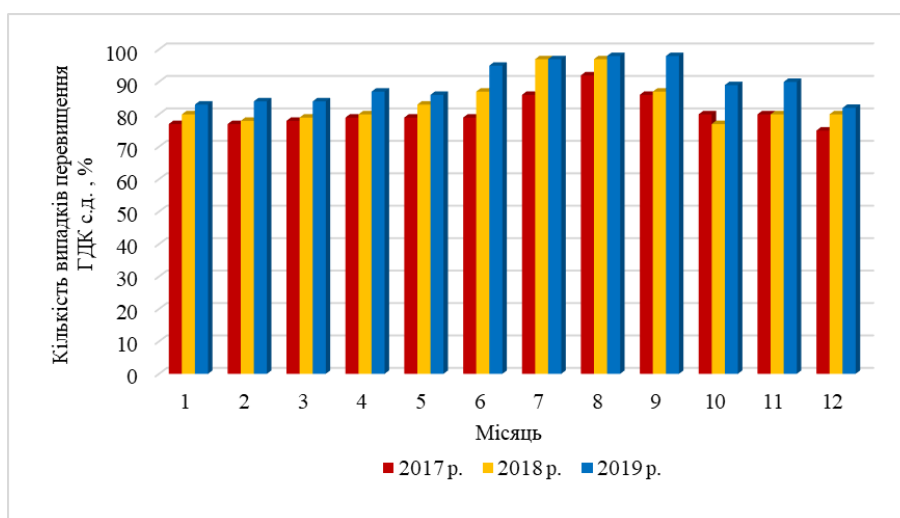


Рисунок 4.9 – Кількість випадків перевищення ГДКс.д. формальдегіду за період 2017–2019 рр.

Рівень завислих речовин (пилу) за середньорічними індексами небезпеки на всіх постах перевищував допустимі концентрації (рис.4.10).

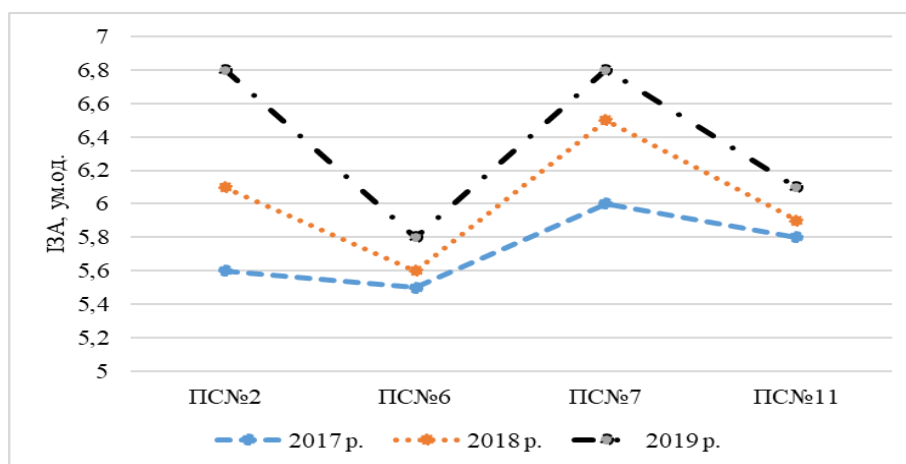


Рисунок 4.10 – ІЗА по пилу на ПС за період 2017–2019 рр.

У середньому ІЗА по пилу на досліджуваних ПС становив для 2017 р. – 5,6, 2018 р. – 6,1, 2019 р. – 6,8, що відповідає середньому рівню забруднення.

Найбільша кількість випадків перевищення ГДК<sub>с.д.</sub> завислих речовин за період 2017–2019 рр. була майже сталою і в середньому по місту становила 80 %, а у літні місяці – 90 %. (рис. 4.11).

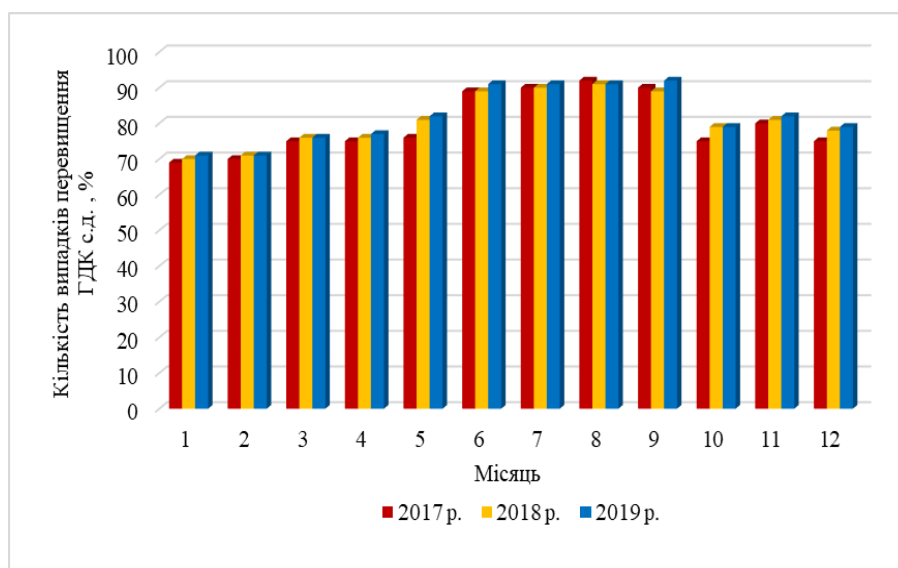


Рисунок 4.11 – Кількість випадків перевищення ГДК<sub>с.д.</sub> пилу за період 2017–2019 рр.

Отже, результати моніторингового аналізу дозволяють дійти висновку, що об'єкти автотранспортної інфраструктури великого міста створюють значне техногенне навантаження на придорожні території, райони міста, зокрема, на паркові зони, дитячі майданчики, житлову забудову, заклади освіти, офіси, кафе, магазини тощо), що особливо негативно відбивається на на здоров'ї людей. Отже, наступним етапом дослідження є побудова математичних моделей розсіювання ШР в умовах щільної міської забудови.

#### **4.3 Моделювання поширення шкідливих речовин від об'єктів автотранспортної інфраструктури**

Як зазначалось, якість міського середовища багато в чому залежить від природних умов, а саме географічних, гідрологічних, кліматичних тощо. При цьому на розподіл домішок в приземному шарі значно впливає міська забудова, рельєф, особливо, якщо він нерівнинний [153–155]. У зв'язку з цим, в одних районах міста відбувається локалізація шкідливих домішок, а в інших – досить швидке їх розсіювання. Отже, поряд з напруженими автомагістралями через перемішування і взаємодію компонентів ВГ між собою та зі складовими середовищ формуються локальні зони забруднення певними ШР.

У роботах [163–165] показано, що транспортну автомагістраль доцільно моделювати як лінійне джерело викидів, де поширення ШР залежить від стратифікації атмосфери, швидкості вітру, умов руху і характеристик ТП, характеру і щільності МЗ тощо.

Зазначимо, що моделювання руху повітряних мас і прогнозування умов розсіювання домішок в атмосфері міста ускладнено як неоднорідністю МЗ, так і особливостями рельєфу місцевості [165]. Через це автори роботи [166, 167] пропонують представляти структуру МЗ як сукупність деяких елементів – вуличних каньйонів, в яких виділяють 2 основні частини: навітряний бік (зона незначного забруднення) та підвітряний бік (сильне забруднення).

Моделювання МЗ, а саме одноповерхових споруд виконують за допомогою коефіцієнта шорсткості поверхні [165]. У випадку багатоповерхової МЗ необхідно враховувати, окрім вуличних каньйонів, ще й зони локальних потоків повітряних мас підвищених швидкостей, а також застійні зони [19].

Наявність рослинних екранів значно впливає на зміну характеристик вітрових потоків й особливості розсіювання ШР у приземному шарі атмосферного простору, оскільки внаслідок часткового поглинання ШР відбувається й часткове очищення повітря. Цьому сприяють також водні об'єкти, котрі не тільки змінюють кліматичні і метеорологічні умови міста, а й частково сорбують шкідливі домішки, перешкоджаючи їх подальшому розповсюдженню [145].

Таким чином, для моделювання й прогнозування екологічного стану приземного шару атмосферного повітря обрано 4 рівні придорожного повітряного простору. Перший рівень – висота 1 м від поверхні землі (характеризує найсильніший вплив ШР на здоров'я дітей віком до 10–12 років). Другий рівень – від ~1 до 2 м (межі дорівнюють зросту дорослих людей і дітей юного та підліткового віку). Третій шар становить від ~2-х до 4-х метрів від поверхні землі та характеризується розташуванням людей, що рухаються у міському автотранспорті. Дослідження екологічного стану цього рівня є вкрай важливим влітку, коли вікна у транспортних засобах відкриті. Четвертий шар сягає від ~4-х метрів до висоти дахів, дослідження стану цього рівня необхідне через можливість надходження шкідливих речовин у приміщення будинків, закладів освіти, установ, магазинів, офісів тощо, розташованих поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури [166, 167, 145].

Кліматичні умови по-різному впливають на формування й розвиток забруднень атмосферного простору [168–175]. Наприклад, влітку через сильне прогрівання дорожнього покриття місто перетворюється на так званий "острів тепла", і над ним формуються потужні висхідні потоки, котрі впливають на горизонтальний рух повітря, зменшуючи його [168]. Таким чином, можуть

утворюватися тумани і фотохімічні смоги, що є характерними для великих міст [169].

При цьому локальному забрудненню територій міста сприяє наявність штилів зі швидкістю вітру менше 6 м/с [171]. У містах є також окремі території зі специфічними погодно-кліматичними умовами, внаслідок підвищеного антропогенного впливу. Наприклад, у Києві це райони, де розміщені потужні промислові об'єкти, розвинута дорожньо-транспортна інфраструктура тощо [145].

Приземний атмосферний шар характеризується певною стійкістю. У нестійкій атмосфері переважають конвективні вертикальні потоки, які сприяють інтенсивному перемішуванню повітряних мас. Параметри розсіювання ШР, а саме коефіцієнти їх дисперсії  $\sigma_x$ ,  $\sigma_y$  та  $\sigma_z$ , безпосередньо пов'язані з показником стійкості атмосфери (позначають, як А, В, С, D, Е, F, вважаючи, що від А до F стійкість атмосфери збільшується) [176]. Отже, параметри розсіювання ШР у повітрі (їх дисперсії  $\sigma_y$  та  $\sigma_z$ ) виражають за допомогою відповідних коефіцієнтів дифузії  $D_x$  і  $D_z$  (4.5):

$$\sigma_y^2 = 2D_y x; \quad \sigma_z^2 = 2D_z x. \quad (4.5)$$

Ці параметри розсіювання  $\sigma_y$  та  $\sigma_z$  визначають або за номограмами [175], або емпірично, наприклад за рівняннями (4.6):

$$\sigma = \alpha_y x / S_1(x); \quad \sigma_z = \alpha_z x / S_2(x), \quad (4.6)$$

де  $S_1 = (1 + \beta_1 x)^{1/2}$ ;

$S_2 = (1 + \beta_2 x)^{1/2}$ ;

коефіцієнт  $\beta_1 = 1 \cdot 10^{-4}$ .

У нашому дослідженні для моделювання розсіювання ШР у зазначених шарах атмосферного простору використовували модель факельного наближення М. Є. Берлянда [177], що є розв'язком диференціального рівняння

турбулентної дифузії з урахуванням даних щодо коефіцієнтів дифузії і властивостей підстилаючої поверхні. Ця модель дає змогу розраховувати поля разових максимальних концентрацій ШР на рівні землі і у 2-3-х метровому шарі [164]. При цьому, концентрація домішки у факелі розглядається як результат суперпозиції нескінченної кількості точкових джерел, хмари від яких переносяться за вектором середнього вітру і розширюються в міру їх віддалення від джерела забруднення. Водночас розглядають дисперсію ШР тільки у напрямку, перпендикулярному вектору вітру [166].

При моделюванні враховували стан підстилаючої поверхні, метеоумови, характеристики АП, щільність і швидкість їх руху, типи АТЗ, дорожні умови, довжину досліджуваної ділянки тощо. Поля розподілу концентрацій будувались для таких шкідливих домішок, як Карбон(II) оксид, Нітроген(II) оксид у перерахунку на Нітроген(IV) оксид, дрібнодисперсні частинки сажі та пилу – РМ.

Отже, у програмі MathCad виконуємо моделювання, тобто реалізуємо модель факельного наближення, яка дає можливість розв'язати напівемпіричне рівняння для лінійного джерела техногенного впливу, що характеризується сукупністю точкових джерел викидів на основі принципу суперпозиції полів концентрацій тієї чи іншої домішки. Після чого подаємо результат розрахунку приземних концентрацій ШР у кратності перевищення її ГДК<sub>м.р.</sub>. При цьому отримані поля дисперсії є функцією 3-х параметрів. Таким чином, у вигляді системи диференціальних рівнянь у часткових похідних (розв'язок якої можливий за певних граничних умов) отримуємо математичну модель розсіювання ШР від об'єктів автотранспортної інфраструктури.

Для визначення закономірностей розсіювання і поширення компонентів ВГ АТЗ (CO, NO<sub>x</sub> та РМ) у атмосферному повітрі навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури та прогнозування екологічного стану таких територій будуємо просторові математичні моделі полів концентрацій ЗР. Використана модель факельного наближення, відповідно до [177], для лінійного джерела представлена формулами (4.8) і (4.9):

$$Q = \frac{M}{(1+n) \cdot k_1 \cdot \varphi_0 \cdot x^2 \cdot \sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot e^{-\frac{u_1 \cdot H^{1+n}}{k_1 \cdot (1+n)^2 \cdot x} - \frac{y^2}{2 \cdot \varphi_0^2 \cdot x^2}} \quad (4.8)$$

де  $M$  – маса речовини, що викидається джерелом забруднення за одиницю часу (потужність техногенного джерела);  $n$  – параметр, що характеризує стійкість атмосфери (безрозмірний);  $u_1$  – коефіцієнт, що враховує профіль швидкості вітру;  $k_1$  – коефіцієнт, що враховує профіль турбулентної дифузії ЗР в атмосферному просторі;  $\varphi_0$  – стандартне відхилення для пульсацій напрямку вітру;  $H$  – висота джерела викиду над поверхнею землі.

$$Qp = \int_{L_1}^{L_2} Q \cdot (a - L \cdot \sin(\beta), b - L \cdot \cos(\beta)) dL, \quad (4.9)$$

де  $a$  і  $b$  – нові координати у перенапрявленій за напрямком середнього вітру системі координат (4.10);

$L$  – довжина досліджуваного відрізка автомагістралі, м.

$$\begin{aligned} a &= x \cdot \cos \beta + y \cdot \sin \beta; \\ b &= -x \cdot \sin \beta + y \cdot \cos \beta \end{aligned} \quad (4.10)$$

де  $\beta$  – кут між напрямком середнього вітру і напрямком руху АП автомагістраллю.

Отже, матрицю безрозмірних концентрацій із відображенням на ізолініях графіку залежності кратності перевищення ГДК<sub>м.р.</sub> ЗР від відстані від об'єкта техногенного впливу будували відповідно до формули (4.9) [176, 177].

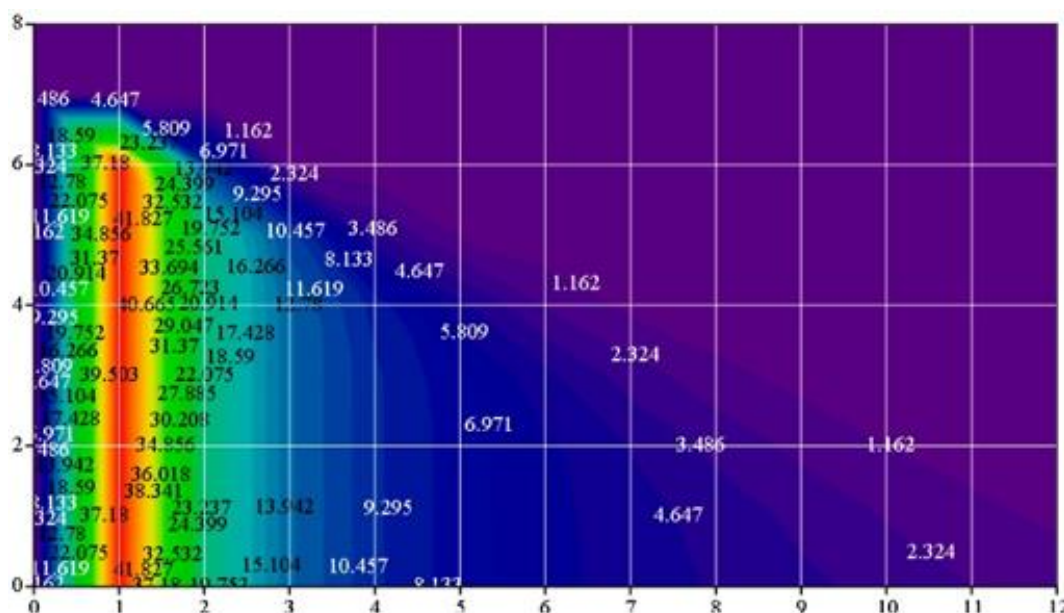
Розв'язуючи рівняння турбулентної дифузії, як правило, вважають, що і горизонтальний, і вертикальний рух домішок у повітряному середовищі зумовлені саме турбулентною дифузією. Водночас на її режим впливають напрям і швидкість вітру, тип вітрового потоку (циклон, антициклон),



температура і вологість повітря, стан атмосфери, рівень інсоляції, орографія місцевості тощо [177, 178].

Нами побудовано й візуалізовано математичні моделі для досліджуваних ділянок примагістральних територій (на прикладі міста Києва), що є об'єктами потенційно підвищеного токсикологічного тиску з боку автотранспорту. За допомогою обчислювального експерименту встановлено, що найнебезпечніший для зазначеної ділянки напрямок вітру є північно-східний, а його швидкість становить 3 м/с. На основі отриманих результатів моделювання прогнозуємо розвиток екологічної ситуації на прилеглих придорожніх територіях за цих метеорологічних умов.

Моделі полів розсіювання компонентів ВГ АТЗ, а саме Карбон(II) оксиду; оксидів Нітрогену у перерахунку на Нітроген(IV) оксид та зважених часток РМ на досліджуваній ділянці автомагістралі (проспект Перемоги м. Київ) за небезпечних для даної місцевості метеоумов представлено на рис. 4.4–4.9.



В якості вихідних даних використовували результати натурних визначень структури й інтенсивності АП з розділенням АТЗ по основних категоріях (підрозділ 4.1). Для моделювання полів розсіювання ШР враховували найбільш небезпечну швидкість вітру 3 м/с і напрямок вітру, орієнтований на житлову забудову – північно-східний.

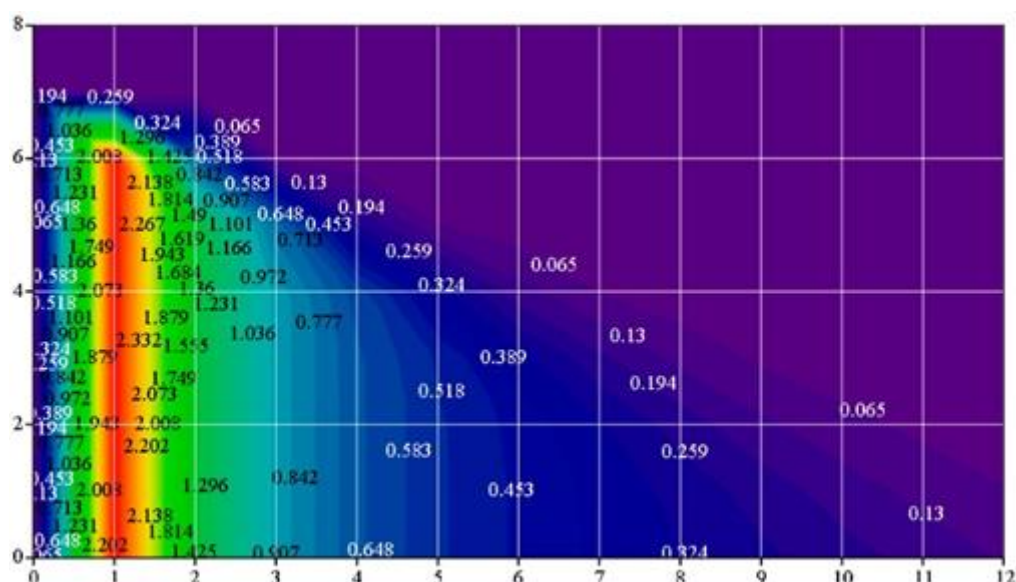


Рисунок 4.5 – Поля розсіювання РМ при пн.сх. вітрі на ділянці перетину з вул. Академіка Янгеля.

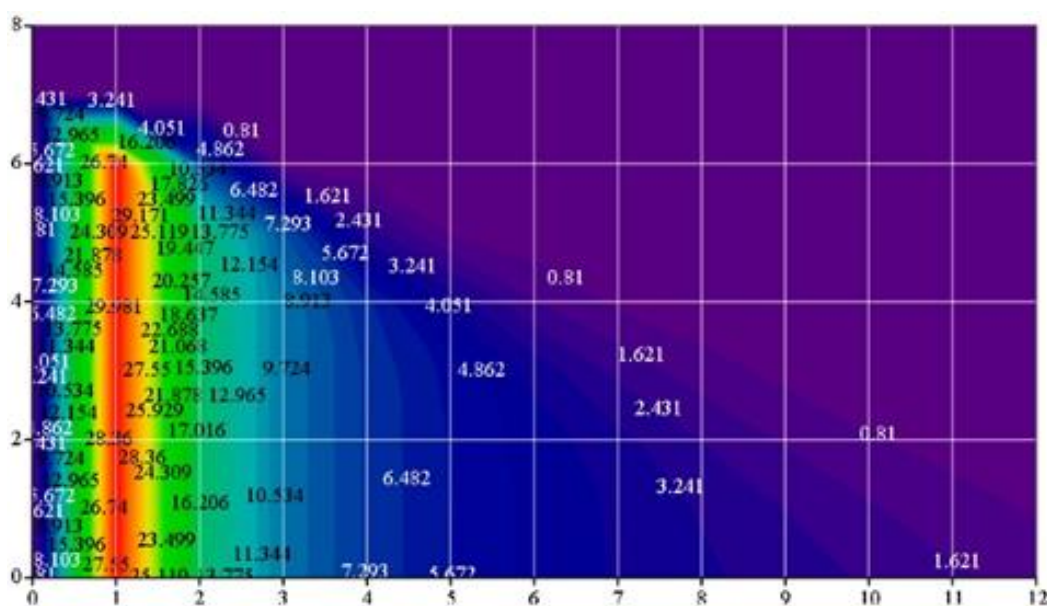


Рисунок 4.6 – Поля розсіювання СО при пн.сх. вітрі на ділянці перетину з вул. Академіка Янгеля.

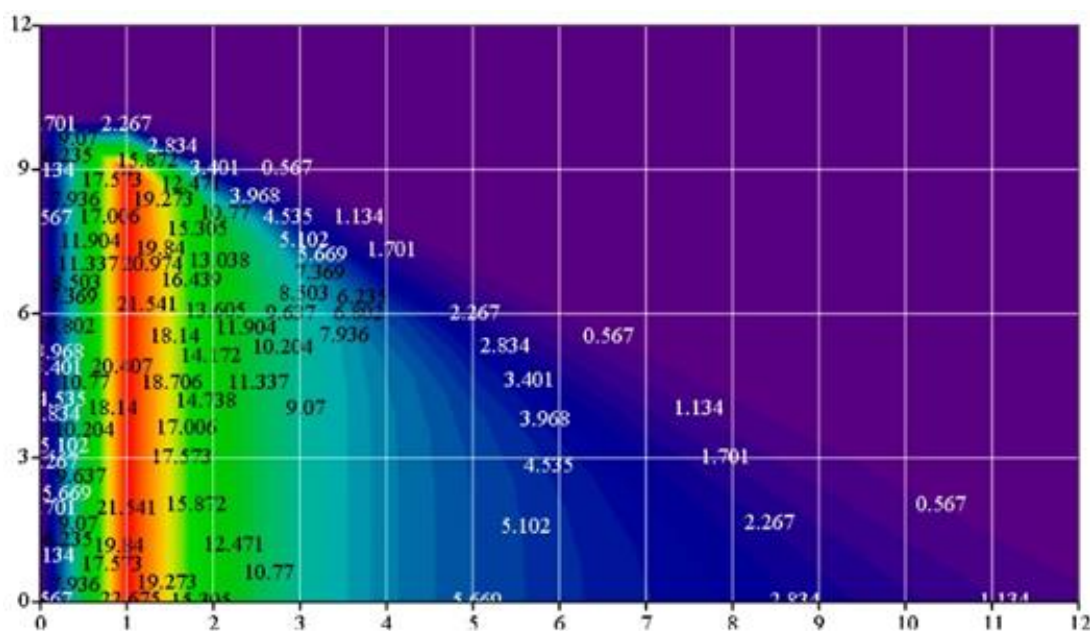


Рисунок 4.7 – Поля розсіювання  $\text{NO}_x$  у перерахунку на Нітроген(IV) оксид при пн.сх. вітрі на ділянці автомагістралі по проспекту Перемоги.

Результати математичного моделювання підтверджують що для всіх ШР найнебезпечнішими швидкостями вітру є штилі і слабкі вітри ( $u_{\text{ср.}} \leq 3$  м/с), тоді як зростання  $u_{\text{ср.}}$  до 5 м/с, в основному, сприятиме підвищенню турбулентності потоку і в деяких випадках зниженню концентрацій забруднювачів.

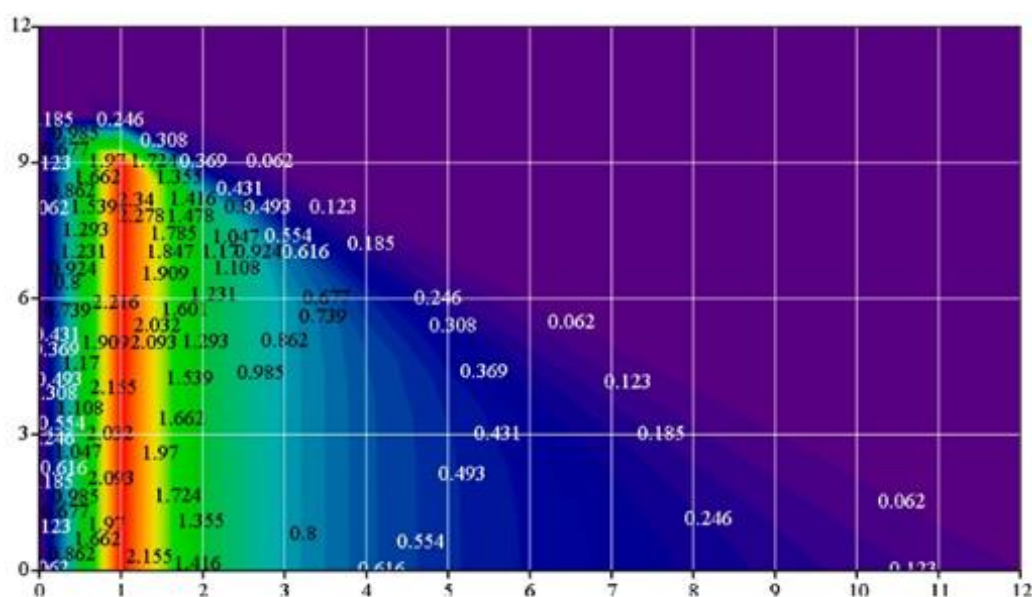


Рисунок 4.8 – Поля розсіювання РМ при пн.сх. вітрі на ділянці автомагістралі по проспекту Перемоги.

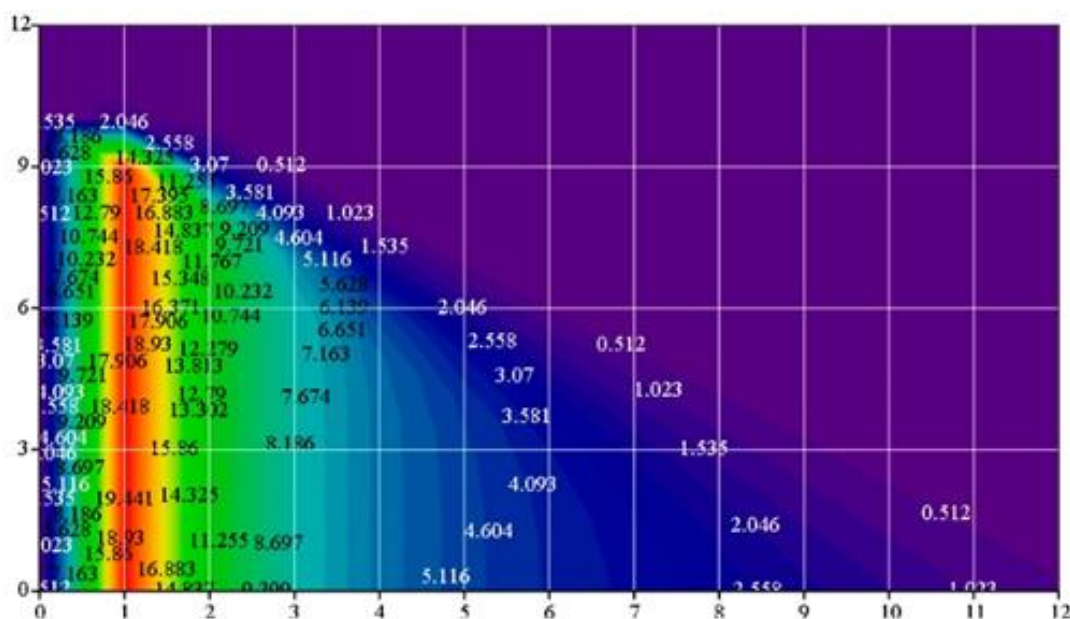


Рисунок 4.9 – Поля розсіювання СО при пн.сх. вітрі на ділянці  
автомагістралі по проспекту Перемоги.

Встановлено, що міське повітря є сильно забрудненим, що негативно впливає на здоров'я міських жителів. Найбільшу небезпеку з точки зору можливості локалізації небезпечних концентрацій забруднювачів у зоні дихання людей представляють вузькі вуличні каньйони і парковки автомобілів безпосередньо біля стін житлових будинків. В такому випадку ШР з двократним і більше перевищенням ГДК біля стін будинків проникають всередину житлових приміщень.

Отже, як видно з рис. 4.4–4.9, у місцях перебування людей на досліджуваній території серед проаналізованих домішок найбільше перевищення ГДК<sub>м.р.</sub> спостерігається для оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO<sub>2</sub>) – приблизно у 4 рази. Аналізуючи зони поширення забруднюючих речовин у примігистральних районах міста Києва доходимо висновку, важливу роль в їх кількості грають містобудівні чинники і метеорологічні умови.

#### 4.4 Розрахунок екологічного ризику від забруднення приземного шару атмосферного повітря

На сучасному етапі концепція оцінки ризику практично в усіх країнах світу та міжнародних організаціях розглядається як головний механізм розроблювання та прийняття управлінських рішень на міжнародному, державному, регіональному рівнях [179–180]. Необхідно зазначити, що вивчення ризиків найчастіше безпосередньо пов'язано з вивченням передбачуваного впливу найбільш небезпечних природних та техногенних процесів [181].

Оцінка техногенного навантаження і аналіз дії об'єктів автотранспортної інфраструктури на атмосферу урбанізованої території засновані на встановленні зв'язку між природними та антропогенними чинниками та якістю атмосферного повітря і станом урбоекосистем з визначенням екологічних ризиків. Для дослідження пропонується методика розрахунку визначення індивідуального ризику для населення, що залежить від рівня небезпеки приземного шару атмосфери та імовірності перевищення нормативів якості атмосферного повітря [182, 183].

Наведемо алгоритм розрахунку індивідуального ризику від небезпеки забруднення повітря, що складається з наступних кроків:

1. Визначаємо щорічну кількість спостережень для кожної ШР. Загальне число спостережень  $N$ , що досліджується, розраховується як сума спостережень кожного виду забруднення для певного ПС:

$$N = N_1 + N_2 + \dots + N_n = \sum_{i=1}^n N_n, \quad (4.11)$$

де  $i$  – категорія забруднення повітря,  $n$  – кількість виду забруднення,  $N$  – число спостережень.

2. Розраховуємо середню зважену оцінку кількості перевищення допустимої межі небезпеки для всіх видів забруднення атмосфери. Цей розрахунок виконується, застосовуючи оцінку частоти перевищення допустимої межі – кількість разів перевищень норми забруднення на загальну кількість числа спостереження кожного виду забруднення для кожного виду забруднення атмосфери.

3. Розраховуємо імовірність перевищення допустимої межі небезпеки для окремих видів забруднення повітря. Для цього визначаємо середнє значення для кожного ПС загального числа спостережень протягом року, значення оцінки перевищення допустимої межі небезпеки забруднення атмосферного повітря  $R$ , що розраховується як зважене середнє для всіх видів забруднення:

$$P_{nm} = \frac{(R_1 N_1 + R_2 N_2 + \dots + R_n N_n)}{N} = \frac{\sum_{i=1}^n R_i N_i}{N}, \quad (4.12)$$

де  $P_{nm}$  – імовірність перевищення допустимої межі небезпеки для окремих видів забруднення повітря,  $R_i$  – частоти перевищення допустимої межі небезпеки для окремих видів забруднення,  $N$  – число спостережень.

4. Розраховуємо ймовірність забруднення атмосферного повітря за рівнями перевищення стану забруднення.

Відомо, що однією з найбільш ефективних моделей оцінки ризику є імовірнісна модель [184, 185]. Зокрема, в роботі [184] пропонується в якості критерію, що забезпечує усереднену оцінку імовірності ступеня забруднення НС, використовувати інтеграл від функції розподілу концентрацій забруднюючих речовин, взятий в межах від ГДК кожної речовини до максимального значення концентрацій [186, 187, 188].

Виходячи з цього критерій оцінки імовірності ризику забруднення  $j$ -тою речовиною має вигляд:

$$P_{zan} = \exp \left[ - \left( \frac{b_j \cdot I_{nan}}{S_j} \right)^{m_j} \right], \quad (4.13)$$

де  $b_j$  і  $m_j$  – параметри розподілу Вейбулла для  $j$ -тої ШР;  $S_j$  – середнє значення концентрації  $j$ -тої ШР в НС заданого (оціненого) часового інтервалу.

Згідно [181, 182] екологічний стан класифікується за зростаючою мірою екологічної небезпеки як:

- помірний рівень;
- небезпечний рівень для чутливої групи населення;
- небезпечний рівень;
- дуже небезпечний рівень.

Припустимо, що відома функція щільності розподілу показника забруднення компонентів природного середовища (рис. 4.10), яку висловимо через  $\varphi(Z)$ . Екологічний стан НС залежно від значення  $Z$  буде відповідати:

- Безпечний рівень, якщо  $Z < Z_1$ ,
- Помірний рівень, якщо  $Z_1 < Z < Z_2$ ,
- Небезпечний рівень для чутливої групи населення, якщо  $Z_2 < Z < Z_3$ ,
- Небезпечний рівень  $Z_3 < Z < Z_4$ .
- Дуже небезпечний рівень  $Z > Z_4$ .

Інтеграл з функції щільності розподілу в межах від 0 до  $+\infty$  є площа кривої щільності розподілу  $Z$ , що дорівнює 1. Очевидно, що інтеграл, взятий в межах від  $Z_1$  до  $+\infty$ , тобто в інтервалі значень, що перевищує безпечний рівень, рівний  $Z_1$  і буде являти собою імовірність посереднього ризику забруднення. Графічно – це заштрихована площа  $S_2$  під кривою функції щільності розподілу  $P = \varphi(Z)$ . Причому  $S_2 < 1$ , а  $S_1 + S_2 = 1$  [182].



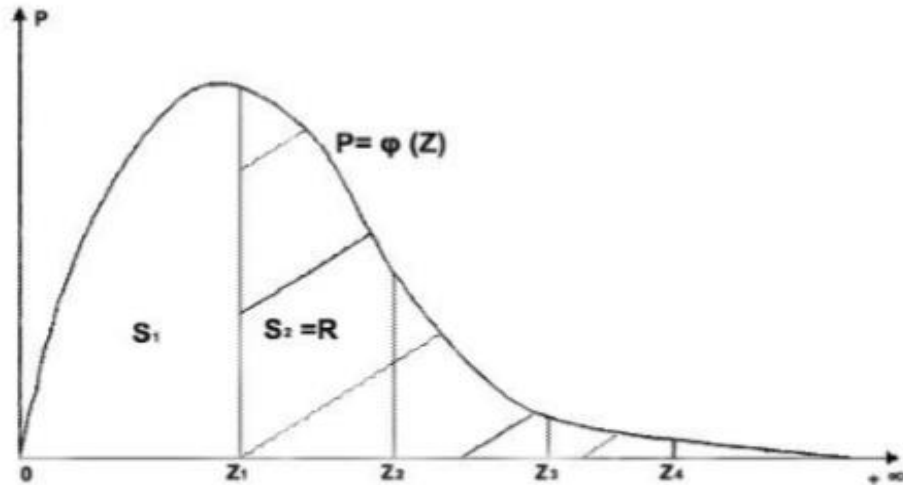


Рисунок 4.10 – Графік функції щільності розподілу показника забруднення НС

Відповідно, межі інтегрування від  $Z_2$  до  $+\infty$  визначає ризик перевищення небезпечного рівня забруднення для чутливої групи населення. Межі інтегрування від  $Z_3$  до  $+\infty$  визначає ймовірність ризику небезпечного рівня забруднення, а взявши інтеграл в межах від  $Z_4$  до  $+\infty$ , одержимо ризик дуже небезпечного рівня забруднення атмосфери.

У загальному вигляді екологічна ймовірність ризику небезпечного забруднення атмосферного повітря визначається з формули 4.14:

$$P_{зан} = \int_{z_{cp}}^{\infty} \varphi(Z) , \quad (4.14)$$

де  $\varphi(Z)$  – функція щільності розподілу показника забруднення;

$Z_{cp}$  – граничне значення  $Z$  для різних рівнів забруднення ( $Z_{cp} = \{Z_1, Z_2, Z_3, Z_4\}$ ).

Як зазначалося вище, найбільш повно розподіл показника забруднення компонента довкілля ( $Z$ ) описує закон розподілу Вейбулла з параметрами  $b$  та  $m$ , що залежать від математичного очікування  $Z$  і його коефіцієнту варіації,



тобто мінливості  $Z$  в річному або багаторічному розрізі, або за різними джерелами забруднення [182]:

$$\varphi(Z) = \varphi(x) = \left(\frac{b}{x}\right)^m \times x^{m-1} \times \exp\left[-\left(\frac{bx}{x}\right)^m\right], \quad (4.15)$$

де  $b$  і  $m$  – параметри розподілу Вейбулла;  $x$  – середнє значення індексу небезпеки атмосферного повітря оціненого часового інтервалу.

Підставивши замість  $\varphi(Z)$  в формулу (4.14) вираз (4.15) і взявши інтеграл в зазначених межах, отримаємо (4.16–4.19):

а) імовірність ризику посереднього рівня забруднення:

$$P_{пз} = \exp\left[-\left(\frac{Z_1 \times b}{M(Z)}\right)^m\right] = e^{-\left[\frac{Z_1 \times b}{M(Z)}\right]^m}, \quad (4.16)$$

б) імовірність ризику небезпечного рівня забруднення для чутливої групи населення:

$$P_{пзчл} = \exp\left[-\left(\frac{Z_2 \times b}{M(Z)}\right)^m\right] = e^{-\left[\frac{Z_2 \times b}{M(Z)}\right]^m}, \quad (4.17)$$

в) імовірність ризику небезпечного рівня забруднення:

$$P_{пз} = \exp\left[-\left(\frac{Z_3 \times b}{M(Z)}\right)^m\right] = e^{-\left[\frac{Z_3 \times b}{M(Z)}\right]^m}, \quad (4.18)$$

г) імовірність ризику дуже небезпечного рівня забруднення:

$$P_{дпз} = \exp\left[-\left(\frac{Z_4 \times b}{M(Z)}\right)^m\right] = e^{-\left[\frac{Z_4 \times b}{M(Z)}\right]^m}, \quad (4.19)$$

де  $M(Z)$  – математичне очікування та середнє значення  $Z$  в періоді, що оцінюється;  $b$  і  $m$  – параметри розподілу Вейбулла.

Для обчислення ризику необхідно знати тільки середнє значення  $Z$  за різними джерелами забруднення або в конкретний проміжок часу та коефіцієнт варіації показника забруднення за цими джерелами або за даний відрізок часу. Цей критерій, що змінюється від 0 до 1 (або від 0 до 100%), дозволяє в зручній формі здійснювати оцінку ризиків забруднення компонентів НС [182].

6. Індивідуальний ризик  $R_i$  розраховували за формулою (4.20):

$$R_i = \frac{P_{nm} \times P_{зан} \times T}{N}, \quad (4.20)$$

де  $P_{nm}$  – імовірність перевищення допустимої межі небезпеки для окремих видів забруднення атмосферного повітря,  $P_{зан}$  – імовірність ризику небезпечного забруднення атмосферного повітря для населення,  $T$  – період за який потрібно розрахувати ризик,  $N$  – кількість населення, що мешкає на території району, де розміщено ПС.

Таблиця 4.3 – Класифікація рівнів ризику за критеріями ВООЗ

Рівень ризику	Ризик протягом життя
Високий (De Manifestis) – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику	$>10^{-3}$
Середній – припустимий для виробничих умов; за впливу на все населення необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком	$10^{-3} - 10^{-4}$
Низький – припустимий ризик (рівень, на якому, як правило, встановлюються гігієнічні нормативи для населення)	$10^{-4} - 10^{-6}$
Мінімальний (De Minimis) – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів	$<10^{-6}$

7. При оцінці ризиків для здоров'я, зумовлених впливом забруднювачів атмосферного повітря, доцільно орієнтуватися на систему критеріїв, рекомендовану ВООЗ, табл. 4.3 [142].

Хімічне забруднення атмосферного повітря та довкілля в цілому є істотним чинником ризику для здоров'я населення. [189, 190].

Отже, для розрахунку екологічного ризику від забруднення атмосферного повітря вздовж приміагістральних територій взято дані, що детально наведені в підрозділі 4.2. Розраховані значення індивідуального ризику отримання небажаного стану здоров'я населення за 2017–2019 рр. (на прикладі досліджуваних територій міста Києва) наведено в табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Значення індивідуального ризику отримання небажаного стану здоров'я населення за 2017–2019 рр.

№ПС	Назва вулиці	Значення ризику			
		86–170	171–255	256–425	>425
Індивідуальний ризик отримання небажаного стану здоров'я населення за 2017 рік					
№2	вул. Довженка, 8	$2,48 \cdot 10^{-4}$	$1,73 \cdot 10^{-4}$	$1,19 \cdot 10^{-3}$	$5,76 \cdot 10^{-3}$
№6	пл. Перемоги	$2,42 \cdot 10^{-4}$	$1,68 \cdot 10^{-4}$	$1,19 \cdot 10^{-3}$	$5,96 \cdot 10^{-3}$
№7	пл. Бесарабська	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,89 \cdot 10^{-4}$	$2,11 \cdot 10^{-3}$	$1,11 \cdot 10^{-2}$
№11	пр. Перемоги, 98/2	$2,34 \cdot 10^{-4}$	$1,63 \cdot 10^{-4}$	$1,12 \cdot 10^{-3}$	$5,42 \cdot 10^{-3}$
Індивідуальний ризик отримання небажаного стану здоров'я населення за 2018 рік					
№2	вул. Довженка, 8	$3,15 \cdot 10^{-4}$	$2,20 \cdot 10^{-4}$	$1,57 \cdot 10^{-3}$	$7,64 \cdot 10^{-3}$
№6	пл. Перемоги	$2,82 \cdot 10^{-4}$	$1,92 \cdot 10^{-4}$	$1,35 \cdot 10^{-3}$	$6,55 \cdot 10^{-3}$
№7	пл. Бесарабська	$4,70 \cdot 10^{-4}$	$3,38 \cdot 10^{-4}$	$2,45 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-2}$
№11	пр. Перемоги, 98/2	$2,53 \cdot 10^{-4}$	$1,64 \cdot 10^{-4}$	$1,05 \cdot 10^{-3}$	$4,68 \cdot 10^{-3}$
Індивідуальний ризик отримання небажаного стану здоров'я населення за 2019 рік					
№2	вул. Довженка,8	$3,15 \cdot 10^{-4}$	$2,21 \cdot 10^{-4}$	$1,53 \cdot 10^{-3}$	$7,66 \cdot 10^{-3}$
№6	пл. Перемоги	$3,28 \cdot 10^{-4}$	$2,37 \cdot 10^{-4}$	$1,73 \cdot 10^{-3}$	$9,12 \cdot 10^{-3}$
№7	пл. Бесарабська	$4,55 \cdot 10^{-4}$	$3,38 \cdot 10^{-4}$	$2,52 \cdot 10^{-3}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$
№11	пр. Перемоги, 98/2	$2,39 \cdot 10^{-4}$	$1,72 \cdot 10^{-4}$	$1,25 \cdot 10^{-3}$	$6,40 \cdot 10^{-3}$

Для характеристики ризику використовували шкалу згідно методики [184]:

«Безпечний рівень» – свіже повітря, ідеально підходить для відпочинку.

«Помірний рівень» – якість повітря є прийнятною. Деякі забруднюючі речовини можуть бути помірною проблемою для здоров'я невеликої кількості населення.

«Небезпечний рівень для чутливої групи населення» – забруднення при якому більшість населення, не буде уражена, але люди з хворобою легенів, літні люди та діти будуть піддаватися більшому шкідливому впливу.

«Небезпечний рівень для всіх груп населення» – забруднення при якому кожен може почати відчувати деякі несприятливі наслідки для здоров'я. У людей, які входять до чутливої групи населення, можуть виникнути серйозніші наслідки.

«Надзвичайно високий рівень забруднення» – можуть виникнути серйозні наслідки для здоров'я.

З табл. 4.4 видно, що ризик є дуже високий, при якому можуть виникнути серйозні наслідки для здоров'я людей. Аналіз результатів доводить, що отримані ризики від забруднення повітря є дуже високими, найбільш загрозливим для здоров'я людей є проживання або часте перебування в районі Бессарабської площі [189].

Отже, серед основних чинників, що несприятливо впливають на поширення ШР у природніх середовища міста Києва є розташування та якість транспортних артерій міста, висока завантаженість основних автомобільних доріг, низька якість дорожнього покриття тощо. Проведені екологічні дослідження вказують на те, що основними заходами, спрямованими на зниження екологічного ризику для здоров'я людей, є мінімізація забруднення повітря. А саме, модернізація транспортних мереж міста зі збільшенням їх пропускної здібності, забезпечення якості дорожнього покриття, регулювання середньої швидкості руху АТЗ, озеленення міського простору.

#### **4.5 Особливості та рекомендації забезпечення екологічного моніторингу територій навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури**

Для забезпечення ефективної роботи систем екологічного моніторингу необхідно враховувати, що викиди ШР з ВГ автотранспорту відбуваються на висоті  $\sim 0,2\text{--}2,5$  м від поверхні землі. Отже, зона максимального шкідливого впливу полутантів є співрозмірною з ростом дорослої людини ( $\sim 2,5$  м). Окрім того, максимальний шкідливий екотоксикологічний вплив забруднюючі домішки чинять на здоров'я дітей. В умовах щільної забудови міста утворюються застійні зони, які є наслідком погіршення умов розсіювання викидів ШР, особливо в безвітряну погоду. Робота АЗС, автомийок, СТО, АТП, ремонтних комплексів, що розташовуються вздовж міських автошляхів і неподалік від житлових районів та торговельно-розважальних центрів, створює додатковий тиск на екологічну обстановку в місті.

Аналіз автотранспортної інфраструктури міста дозволяє встановити такі основні закономірності, що становлять екологічну небезпеку [10, 42, 54]:

- процес урбанізації здійснюється стихійно, не встановлені чіткі межі та напрями розростання автотранспортної інфраструктури, у зв'язку з чим об'єкти АТК опиняються у межах житлових масивів;
- промислові підприємства, в тому числі й підприємства АТК, розташовуються не тільки на околицях міста, а й в інших його частинах;
- об'єкти автотранспортної інфраструктури утворюють комплекси з підвищеним навантаженням на довкілля;
- АЗС чинять підвищену небезпеку на атмосферне повітря та ґрунти, як внаслідок випарів і розливів нафтопродуктів, так і через часті зміни режимів руху АТЗ;
- на автомагістралях основним джерелом забруднення є потік АТЗ, а саме, викиди ШР з ВГ двигунів, механічний виніс твердих частинок; застосування піщано-сольових сумішей взимку;

– автомийки чинять значний техногенний вплив на підземні та поверхневі води, ґрунтовий покрив внаслідок скидів ШР миючих розчинів.

Аналіз техногенного навантаження на території, де розташовані об'єкти автотранспортної інфраструктури показав, що необхідно:

- врахувати не тільки соціально-економічні показники, а й надавати екологічну оцінку шкідливого впливу майбутньої автодороги чи іншого об'єкта автотранспортної інфраструктури на довкілля;
- розрахувати потенційне інгредієнтне й акустичне забруднення атмосферного повітря, встановити можливий вплив об'єкта АТК на водні об'єкти і придорожні ґрунти, сніговий покрив тощо, оцінити можливість потрапляння ШР до підземних вод, визначити їх потенційну екотоксикологічну дію на тваринні й рослинні організми, визначити екологічні ризики для здоров'я людини; передбачити інші негативні наслідки тощо;
- залучати ефективно підготовлених фахівців органів управління, проектувальників і будівельників у галузі екології та екологічного законодавства; забезпечити наявність достовірної та надійної інформації про екологічний стан об'єктів проектування.

Для забезпечення ефективного екологічного моніторингу пропонується:

- розширити обсяг та підвищити якість оцінки впливів на довкілля при розробці проектної документації для нових об'єктів, а саме включити оцінку забруднення ґрунтів та підземних вод і виконувати аналіз думки громадськості при спорудженні нових АЗС, СТО, автомийок тощо;
- проводити періодичну оцінку техногенних та екологічних ризиків, зумовлених об'єктивними та суб'єктивними факторами діяльності об'єктів автотранспортної інфраструктури.
- впровадити системи регулярного (не рідше 1 разу на півріччя) екологічного моніторингу автомобільних доріг всіх категорій; жорсткий контроль технології будівництва, ремонту та експлуатації об'єктів автотранспортної інфраструктури та магістральних шляхів із забезпеченням екологічної безпеки довкілля і придорожніх екосистем;

- забезпечити достатню кількість надійних стаціонарних постів спостереження за станом складових довкілля;
- системно впроваджувати автоматизовані системи моніторингу придорожніх екосистем.
- забезпечити регулярний моніторинг стану ґрунтів з метою своєчасного виявлення змін стану та властивостей ґрунтів для попередження несприятливих наслідків;
- впровадити в екологічний моніторинг комплексну шкалу оцінювання (біоіндикаційними та фізико-хімічними методами) техногенного навантаження на екосистеми об'єктами автотранспортної інфраструктури, з подальшим розширенням показників контролю;
- з урахуванням геоєкологічного стану (якості) довкілля на території міста, в рамках моніторингу, пропонується контролювати найбільш чутливі реципієнти природного та антропогенного впливу – атмосферне повітря, сніговий покрив, поверхневі, ґрунтові та стічні води;
- запровадити обов'язкову систему моніторингу в межах впливу АЗС: забезпечити поточне вимірювання рівня забруднення атмосферного повітря бензином; проводити визначення рівня забруднення ґрунтів; контролювати стан підземних вод, розміщених в зоні впливу АЗС; контролювати вміст забруднюючих речовин у стічних водах перед їх відведенням у міську каналізаційну систему;

Для зменшення забруднення атмосферного повітря пропонується:

- оптимізувати рух автотранспорту та розподіл об'єктів автотранспортної інфраструктури в місті;
- розробити та впровадити в місті дорожні схеми руху, які побудовані на рівномірному, раціональному транспортному навантаженні вулиць автотранспортом та об'єктами автотранспортної інфраструктури;
- облаштувати вздовж доріг санітарні смуги належної ширини з дотриманням ландшафтних особливостей міста;

- для захисту примагістральних територій, особливо зон житлових забудов, повинні передбачатися захисні інженерні конструкції вздовж сільбищної зони;

- для перешкоджання поширенню поллютантів за межі захисної смуги та зниження рівня забруднення провести реконструкцію захисних зелених екранів з приведенням їх до рівня, що відповідає перспективним екологічним вимогам;

- проводити технічне переоснащення автопарку газовим обладнанням;

- впроваджувати екологічно безпечні технології та сировину.

Для зменшення забруднення ґрунтового покриття пропонується:

- періодично проводити профілактичну очистку ґрунтів на прилеглих до об'єктів АТК ділянках від нафтопродуктів, використовуючи спеціальні препарати.

- збільшення площі зелених насаджень у місті шляхом розробки плану озеленення міста; розширення паркових зон, ботанічних садів тощо; заборона вирубки дерев у межах промислових зон;

- підвищення біологічної активності ґрунту шляхом рекультивації; проведення заходів з відтворення деградованих ґрунтів;

- участі громадськості та суспільства у прийнятті рішень у сфері озеленення, благоустрою територій та охорони ґрунтів; забезпечення правової охорони ґрунтів як компонента природного середовища;

- з метою захисту придорожніх ґрунтів створювати у захисній смузі автомобільних доріг стійкий до забруднення трав'яний покрив;

- раціональне та безпечне використання хімічних речовин, а саме, заміна синтетичних ПАР шляхом створення композицій речовин в миючому засобі для автотранспорту, де всі компоненти будуть на основі відновлювальної сировини та екологічно безпечними для довкілля.



## Висновки до розділу 4

1. Таким чином, встановлена оцінка екологічної ситуації ( $P_{\text{оук}}=0,54 \times 10^3$ ), в 540 разів перевищує нормативний рівень для даних умов. Отримані результати вказують на надзвичайно негативну екологічну ситуацію на території міста. Визначено, що об'єм ШР, що утворюється від впливу об'єктів АТК в сотні разів перевищує інтегральний індикатор стану біосфери в цьому районі.

2. Моніторинг за забрудненням атмосферного повітря в примігстральних районах показав, що рівень Нітроген(IV) оксиду за середньорічними ІЗА на всіх постах перевищував допустимий рівень забруднення та в середньому становив у 2017 р. – 7,2, 2018 р. – 7,9, 2019 р. – 9,1, рівень формальдегіду в середньому становив для 2017 р. – 6,2, 2018 р. – 6,9, 2019 р. – 8,1, що відповідає високому рівню; ІЗА по пилу становив для 2017 р. – 5,6, 2018 р. – 6,1, 2019 р. – 6,8, що відповідає середньому рівню забруднення. Найбільша кількість випадків перевищення Нітроген(IV) оксиду в місті за 2017–2019 рр. спостерігалась у літні місяці та в середньому по місту становила 83 % у 2017 р., 93 % у 2018 р. та 96 % у 2019 р. Кількість випадків перевищення формальдегіду за 2017–2019 рр. в середньому становила 86 % у 2017 р., 94 % у 2018 р. та 97 % у 2019 р. Перевищення норм завислих речовин за 2017–2019 рр. спостерігалось майже на одному рівні та в середньому по місту становило 80 %, а у літні місяці – 90 %.

3. Вивчено детально основні фактори перенесення домішок в умовах міської забудови внаслідок виникнення високих концентрацій ШР в локальних зонах поблизу житлових районів міста. Побудовано матриці розсіювання ШР за допомогою методів математичного моделювання з урахуванням напрямку вітру та характеристики міської забудови. За результатами встановлено, що в місцях перебування людей на досліджуваній території серед проаналізованих домішок найбільше перевищення ГДК<sub>м.р.</sub> спостерігається для оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO<sub>2</sub>) – приблизно у 4 рази.

4. На основі аналізу даних про середньорічні концентрації ШР в атмосферному повітрі на досліджуваних територіях визначені рівні індивідуального ризику отримання небажаного стану здоров'я населення для досліджуваних територій міста Києва за 2017–2019 рр. Аналіз результатів доводить, що отримані ризики від забруднення повітря є дуже високими, найбільш загрозливим для здоров'я людей є проживання або часте перебування в районі Бессарабської площі.

Основні положення розділу опубліковані у роботах [151], [155], [189].

## ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

Дисертація є завершеною науково-дослідною роботою, в якій наведено розв'язання актуального наукового завдання розкриття особливостей впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на складові природних екосистем, дослідження сучасного стану антропогенно порушених міських територій та зменшення техногенного навантаження від об'єктів автотранспортної інфраструктури як наукового підґрунтя підвищення екологічної безпеки придорожніх територій міст України. Одержано такі наукові результати:

1. За результатами аналізу сучасного стану автотранспортної інфраструктури виявлено, що функціонування об'єктів автотранспортного комплексу спричинює ряд небезпечних впливів на атмосферне повітря; ґрунти, ґрунтовий покрив; ґрунтові, поверхневі та підземні води; ландшафти; рослинний і тваринний світ; людину. Особливу небезпеку для довкілля становлять процеси, що відбуваються на територіях з великою кількістю екологічно небезпечних автотранспортних об'єктів.

2. Висунуто ідею, що полягає в оцінюванні техногенного навантаження на навколишнє середовище, що створюється об'єктами автотранспортної інфраструктури; оцінці екологічних ризиків, пов'язаних з діяльністю цих об'єктів в приміагістральних районах міста; науковому обґрунтуванні необхідності впровадження заходів для підвищення їх екологічної безпеки.

3. Обґрунтовано методологію проведення дисертаційних досліджень, яка передбачала як теоретичні, так і експериментальні дослідження. Запропоновано комплекс методів та методик для проведення експериментальних досліджень з метою вирішення поставлених у роботі задач. Розроблено алгоритм проведення експериментів з використанням відповідних вимірювальних приладів та методів обробки результатів. Розроблено методологію наукових досліджень, яка базується на визначенні факторів впливу об'єктів АТК на складові довкілля, встановленні теоретичних

закономірностей та залежностей впливу найбільш значущих факторів з позиції екологічної безпеки із використанням сучасних методів та методик теоретичних досліджень та перевіркою результатів досліджень у реальних умовах.

4. Уперше проведено комплексне геохімічне та біоіндикаційне дослідження стану придорожніх екосистем навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури. Визначено показники забруднення снігового та ґрунтового покриву; оцінено чистоту атмосферного повітря паркових територій методом ліхеноіндикації; визначено рівень токсичності ґрунтів за показником фітотоксичності. Оцінка забруднення снігового покриву за показником кислотності показала, що досліджувані проби снігу мають лужну та слабо лужну реакцію середовища (рН змінюється від 8,0 до 10,75) при оптимальному діапазоні кислотності середовища для поверхневих вод 5,0–7,5 одиниць рН. За результатами визначено, що обсяги пилового навантаження в снігу безпосередньо біля проїжджої частини становлять 6–11 кг/(км<sup>2</sup>·доба), в той час коли у фоновій пробі визначено 1,58 кг/(км<sup>2</sup>·доба). Встановлено, що основними причинами забруднення снігового покриву навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури є застосування піщано-сольових сумішей у якості протиожеледних засобів в зимовий період та аерозольне осадження ШР. Дослідження стану ґрунтового покриву поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури вказують на наявні трансформації їх хімічного складу. Ознаками цього є зміна показника кислотності, підвищений вміст у водних ґрунтових витяжках хлоридів і сульфатів відносно фонових концентрацій. Зокрема, значення коефіцієнта забруднення за показником кислотності  $K_{pH}$  в досліджуваних точках на відстані найближчій до автомагістралі (до 5 м) відповідно становлять 0,79, 0,87, 0,78, 0,84, 0,79, 0,87, 0,9, 0,75, а коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом – 4,05, 4,35, 4,25, 3,9, 4,15, 3,75, 4,3, 3,95, 3,55. З віддаленням від об'єктів автотранспортної інфраструктури спостерігається зменшення показників забруднення, а в деяких випадках наближення до фонових значень.

5. Аналіз результатів ліхеноіндикаційного дослідження паркових територій м. Києва показав, що рівень їх забруднення за показником відносної чистоти атмосфери в основному, середній та досить сильний. Два парки міста Києва віднесено до середнього рівня забруднення: парк «Супутник» ( $Q=0,41$ ) та парк «Нивки» ( $Q=0,42$ ). Інші 8 міських екосистем характеризуються досить сильним рівнем забруднення, зокрема, парк ім. Пушкіна ( $Q=0,23$ ), парк Інтернаціональний ( $Q=0,23$ ), парк імені Островського ( $Q=0,25$ ), парк ім. Тараса Шевченка ( $Q=0,37$ ), Сирецький парк ( $Q=0,30$ ), парк Юність ( $Q=0,37$ ), сквер ім. Олени Теліги ( $Q=0,35$ ), парк Відрадний ( $Q=0,28$ ). В критичному стані знаходиться Маріїнський парк ( $Q=0,16$ ), віднесений до зони із сильним забрудненням. За індексом фітоксичності досліджуваних зразків ґрунту встановлено середнє забруднення субстрату, а в пробі №3 – забруднення близьке до сильного. Частка насіння, що зійшло у 4-ох досліджуваних зразках ґрунтів, відповідно становить 40 %, 27 %, 47 %, 60 %. Встановлений індекс токсичності у всіх досліджуваних зразках ґрунтів відповідно дорівнює 61 %, 72 %, 28 % та 50 %. Критичні значення визначені в першому та другому зразках. Найгіршим субстратом для росту рослин є ґрунти, проби яких було відібрано поблизу автомобільних комплексів, оскільки зі стічними водами або ж внаслідок розливів відбувається надмірне потрапляння ШР у ґрунтовий шар, що негативно впливає на ріст і розвиток рослин.

6. Моніторинг за забрудненням атмосферного повітря в приміагістральних районах міста показав, що рівень Нітроген (IV) оксиду за середньорічними ІЗА на всіх постах перевищував допустимий рівень забруднення та в середньому становив у 2017 р. – 7,2, 2018 р. – 7,9, 2019 р. – 9,1, рівень формальдегіду в середньому становив для 2017 р. – 6,2, 2018 р. – 6,9, 2019 р. – 8,1, що відповідає високому рівню; ІЗА по пилу становив для 2017 р. – 5,6, 2018 р. – 6,1, 2019 р. – 6,8, що відповідає середньому рівню забруднення. Найбільша кількість випадків перевищення Нітроген (IV) оксиду в місті за 2017–2019 рр. спостерігалась у літні місяці та в середньому по місту становила 83 % у 2017 р., 93 % у 2018 р. та 96 % у 2019 р. Кількість випадків перевищення

формальдегіду за 2017–2019 рр. в середньому становила 86 % у 2017 р., 94 % у 2018 р. та 97 % у 2019 р. Перевищення норм завислих речовин за 2017–2019 рр. спостерігалось майже на одному рівні та в середньому по місту становило 80 %, а у літні місяці – 90 %. Вивчено детально основні фактори перенесення домішок в умовах міської забудови внаслідок виникнення високих концентрацій ШР в локальних зонах поблизу житлових районів міста. Побудовано матриці розсіювання ШР за допомогою методів математичного моделювання з урахуванням напрямку вітру та характеристики міської забудови. За результатами встановлено, що в місцях перебування людей на досліджуваній території серед проаналізованих домішок найбільше перевищення ГДК<sub>м.р.</sub> спостерігається для оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO<sub>2</sub>) – приблизно у 4 рази. На основі аналізу даних про середньорічні концентрації ШР в атмосферному повітрі на досліджуваних територіях визначені рівні індивідуального ризику отримання небажаного стану здоров'я населення для досліджуваних територій міста Києва за 2017–2019 рр. Аналіз результатів доводить, що отримані рівні ризику від забруднення повітря є дуже високими, найбільш загрозливим для здоров'я людей є проживання або часте перебування в районі Бессарабської площі.

7. Запропоновано комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних та хімічних методів. Користуючись розробленою шкалою можна визначити рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми за станом різних компонентів екосистем (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо). Шкала передбачає чотири рівні техногенного навантаження: I – високий рівень техногенного навантаження, II – рівень техногенного навантаження, вищий від середнього, III – середній рівень, IV – низький рівень.

8. Розроблено засіб для миття автотранспорту, що забезпечує якість очищення миючих поверхонь за рахунок комбінації ПАР і комплексонів, а також забезпечує невикористання катіонних ПАР як екологічно небезпечних і досягнення 100% біорозщеплюваності миючого засобу.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Екологія з основами біобезпеки. Частина 1. Інгрєдїєнтне забруднення : навч. посїб. для практич. занятъ / Петрук В. Г. та їн. Херсон : Олді-плюс, 2019. 196 с.
2. Про Основні засади (стратегїю) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 21 груд. 2018 р. № 2818-VI. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19> (дата звернення: 22.01.20).
3. Концепція розвитку транспортного комплексу м. Києва до 2025 року : проєкт / Київська міська державна адміністрація та ДКП «Науково-дослідний їнститут соціально-економічних проблем міста. URL: <https://old.kyivcity.gov.ua/files/2016/11/9/Kyiv-City-Strategy-2025-Project.pdf> (дата звернення: 25.01.2020).
4. Екологізація транспортної системи за принципами сталого розвитку / В. О. Хрутьба та їн. Вісник Національного транспортного університету. Серія “Технічні науки”. Науково-технічний збірник. 2017. Вип. 3 (39). С. 221–229.
5. Бабаєв В. М. Проектне управління стратегїєю сталого розвитку територїй : монографія. Харків : ХНУМГ їм. О. М. Бекетова, 2017. 194 с.
6. Соколовська А. В., Федоровський О. Д. Деякі методи використання матеріалів космічної зйомки для оцінки і прогнозу сталого розвитку міських територїй (на прикладї м. Київ). Доповїді Національної академії наук України. 2014. № 8. URL: <http://nbuv.gov.ua/UJRN/dnanu> (дата звернення: 12.10.2019).
7. Сталий розвиток у глобальному й регіональному вимїрах: аналіз за даними 2005 р. / за ред. М. З. Згуровського. Київ : НАН України, Їн-т приклад. системного аналізу, НТУУ «КїП», 2006. 84 с.
8. Національна парадигма сталого розвитку України / за заг. редакцією Б. Е. Патона. Київ : Їн-т економіки природокористування та сталого розвитку НАН України, 2012. 72 с.

9. Сталий розвиток регіонів України : проєкт / наук. керівник проєкту М. З. Згуровський; Міжнародна рада з науки (ICSU); Світовий центр даних «Геоінформатика і сталий розвиток»; Ін-т приклад. системного аналізу НАН України і МОН України. URL: [http://nung.edu.ua/files/attachments/stalyy\\_rozvytok\\_regioniv\\_ukrayiny.pdf](http://nung.edu.ua/files/attachments/stalyy_rozvytok_regioniv_ukrayiny.pdf) (дата звернення: 13.10.2019).

10. Рабош І. О. Проблеми екологічної безпеки автотранспортного комплексу. *Проблеми охорони праці, промислової та цивільної безпеки* : зб. матеріалів доп. Вісімнадцятої Всеукр. наук.-метод. конф. (з участю студентів). Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 225–229.

11. Транспортна екологія : навч. посіб. / О. І. Запорожець та ін. Київ, 2017. 508 с.

12. Транспорт і зв'язок України. Державна служби статистики України : веб-сайт. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua> (дата звернення : 13.01.2020).

13. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Аналіз геоекологічного стану територій автотранспортного комплексу. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матеріалів Х наук.-тех. конф. Київ : ІЕЕ, 2018. С. 326–329.

14. Вплив транспорту на екологію міста. Аналіз та стратегії для України : веб-сайт. URL: <http://ucsp.org.ua/?p=4266> (дата звернення: 12.03.2020).

15. Ткачук К. К., Канар М. О. Автоматична система моніторингу забруднення атмосфери промислового району в Донецькій області. Вісник НТУУ "КПІ". Серія "Гірництво". 2015. Вип. 29. С. 86–89.

16. Гольдфейн М. Д., Кожевников Н. В., Кожевникова Н. И. Расчетный мониторинг распространения выбросов автомобильного транспорта в крупном промышленном городе. *Успехи современного естествознания*. 2006. № 4. URL: [www.rae.ru/use/?section=content&op=show\\_article&article\\_id=4168](http://www.rae.ru/use/?section=content&op=show_article&article_id=4168) (дата звернення: 23.01.18).

17. Hourly elemental concentrations in PM<sub>2.5</sub> aerosols sampled simultaneously at urban background and road site during SAPUSS / M. Dall'Osto et



al. – *Diurnal variations and PMF receptor modelling*, Atmos. Chem. Phys. 2013. №13 (8). P. 4375-4392.

18. Кофанов А. Е., Холковский Ю. Р. Геоэкологические аспекты моделирования локального загрязнения приземного атмосферного воздуха отработавшими газами автотранспортных средств. *Горная механика и машиностроение*. 2017. № 4. С. 20–33.

19. Цыплакова Е. Г. Приборы и методы контроля и мониторинга воздействия автотранспорта на атмосферный воздух северных городов : дис. ... д-ра тех. наук : 05.11.13 / Санкт-Петербург. нац. минер.-сырьев. ун-т. СПб, 2014. 347 с.

20. Пляцук Д. Л., Бойко В. В. Передумови побудови моделі імовірнісного розподілу забруднюючих речовин в атмосфері. *Вісник КДПУ ім. М. Остроградського*. 2011. – №1 (66). С. 141–144.

21. Панчук В. І., Панчук О. В., Ночвай В. І. Математична модель для прогнозування забруднення повітряного басейну міста. *Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації* : збірн. наукових праць. Кам'янець-Подільський державний університет, 2006. С. 212–217.

22. Ремез Н. С., Кофанов О. Є. Місцеві особливості дисперсії поллютантів атмосферного повітря у придорожньому повітряному просторі населених пунктів. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матер. X наук.-тех. конф. Київ : ІЕЕ, 2018. С. 373–376.

23. Бахарєв В. С. Комплексна система екологічного моніторингу атмосферного повітря урбосистем : дис. ... д-ра техн. наук : 21.06.01 / Кременчуцький нац. ун-т ім. М. Остроградського. Кременчук, 2018. 402 с.

24. Бахарєв В. С. Структура інформаційно-аналітичної системи муніципального моніторингу якості атмосферного повітря. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2017. № 3 (104). Ч.1. С. 85–92.

25. Бахарєв В. С., Шмандий В. М., Шмандий Е. В. Особенности формирования экологической опасности на региональном уровне и социогенные аспекты управления экологической безопасностью. *Вісник*

*Одеської державної академії будівництва та архітектури: Міжрегіональні проблеми екологічної безпеки.* 2008. № 29. Ч.1. С. 381–388.

26. Мельник В. Й., Стернік В. М. Обґрунтування комплексних моніторингових досліджень урбоєдафотопів міста Рівне. *Біологія і валеологія : збірник наукових праць.* Харків : ХНПУ, 2015. Випуск 17. С. 12–63.

27. Приміський І. В. Нормування викидів відпрацьованих газів автомобілів та перехід до стандартів Євро. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий.* 2014. №4(11). С. 43–49.

28. Екологічні норми, методи випробувань, позначення рівня екологічних норм КТЗ. ДП «ДержавтотрансНДІпроект : веб-сайт. URL: [http://www.isat.org.ua/phpfiles/services/vtn/2\\_8/index.php?l=ua](http://www.isat.org.ua/phpfiles/services/vtn/2_8/index.php?l=ua) (дата звернення: 12.10.2019).

29. Вольнов А. С. О системном подходе к оценке влияния автотранспортных средств в процессе эксплуатации на экологию городов. *Вестник Оренб. Гос. Ун-та.* 2014. №1. С. 161–166.

30. Забишний Я. О. Підвищення рівня екологічної безпеки міських автотранспортних мереж (на прикладі м. Івано-Франківськ) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 21.06.01. Івано-Франківськ, 2017. 20 с.

31. Ткач Н. О. Реконструкція міської забудови з урахуванням акустичної безпеки населення. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури.* 2012. № 1–3. С.113–120.

32. Ткач Н. О., Саньков П. М., Бахарев В. С. Рекомендації щодо організації екологічно безпечного розміщення місць паркування для транспортних засобів з урахуванням фактору шуму. *Науковий журнал «Екологічна безпека».* 2014. №2(18). С. 35–42.

33. United States Environmental Protection Agency: region 3 risk assessment : веб-сайт. URL: <http://www.epa.gov/> (дата звернення 12.11.2018).

34. Фоменко Г. Р. Транспортна інфраструктура і проблеми міст. *Проблеми розвитку міського середовища.* 2016. Вип. 2. (16). С. 177–185.

35. Оценка уровня концентрации аэрозольных частиц у автомобильной дороги и ЛЭП в сравнении с фоновыми показателями субмикронных частиц естественной атмосферы : Труды главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова. / М. А. Васильева и др. Санкт-Петербург, 2016. 980 с.

36. Михайлова Л. С. Екологічна безпека ґрунтів придорожного простору в умовах техногенного забруднення нафтопродуктами : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 21.06.01. Суми, 2014. 24 с.

37. Шмандій В. М., Пляцук Д. Л., Гурець Л. Л. Алгоритм розрахунку техногенного навантаження від викидів забруднюючих речовин в атмосферу. *Science Rise*. 2015. № 2, т. 5. С. 43–48.

38. Васькіна І. В. Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми : автореф. дис. на здобуття канд. техн. наук : 21.06.01. Суми, 2018. 25 с.

39. Матейчик В. П., Цюман М. П., Вайганг Г. О. Моделювання системи «транспортний потік-дорога». *Міжсвузівський збірник «Наукові нотатки»*. 2014. Вип. 46. С. 371–381.

40. Перович Л. М., Ванчура Р. Вплив автомобільного транспорту на забруднення земельних ресурсів. *Геодезія, картографія і аерофотознімання*. 2010. Вип. 73. С. 102–109.

41. Івасенко В. М. Автозаправні станції: дослідження обсягів викидів, вплив на довкілля. *Технологический аудит и резервы производства*. 2015. № 1/4(21). С. 8–12.

42. Рабош І. О. Рівень екотоксикологічного навантаження на довкілля як показник інтенсивності впливу автотранспорту. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 8 лист. 2018 р. Житомир : ЖДТУ, 2018. С. 74.

43. Про схвалення Національної транспортної стратегії України на період до 2030 року : Закон України від 30 трав. 2018 р. № 430-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/430-2018-%D1%80> (дата звернення: 25.01.2020).

44. Про затвердження переліку видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку : Постанова Кабінету Міністрів України від 28 серпня 2013 р. №808. URL: [zakon.rada.gov.ua/laws/show/808-2013-p](http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/808-2013-p) (дата звернення: 10.05.2020).

45. Кількість АЗС в Україні станом на 2017 р. *Державна фіскальна служба України* : веб-сайт. URL: <https://delo.ua/business/v-2017-godu-na-10-vyroslokolichestvo-azs-v-ukraine338904/> (дата звернення: 22.02.20).

46. Статистика АЗС в м. Києві. *Державна фіскальна служба України* : веб-сайт. URL: <http://vsesto.com.ua/kyev/azs/> (дата звернення: 22.02.18).

47. Івасенко В. М., Винниченко Т. О. Оцінка впливу автозаправних станцій на навколишнє середовище. *Механіко-технологічні системи та комплекси*. 2017. № 16 (1238). С. 123–131.

48. Щорічник стану забруднення атмосферного повітря на території України за даними державної системи спостережень гідрометслужби за 2018 рік. *ЦГО* : веб-сайт. URL: <http://www.cgo.kiev.ua/index.php?dv=vidximzab> (дата звернення 21.12.2019).

49. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів / Л. Д. Пляцук та ін. Екологічна безпека. Кременчук : КрНУ ім. М. Остроградського, 2011. № 2 (12). С. 116–118.

50. Моторні палива: властивості та якість : підручник / Сергій Бойченко та ін.; за заг. ред. проф. С. Бойченка. К. : «Центр учб. літер.», 2017. 324 с.

51. Кириенко О. А., Имранова Е. Л. Микробиологическая оценка экологического состояния урбанизированных почв. *Экология урбанизированных территорий*. 2008. № 4. С. 57–61.

52. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти) : монографія / С. П. Кармазиненко та ін. К.: Інтерсервіс, 2014. 168 с.

53. Возможные подходы к оценке состояния почв урбанизированных территорий / Ю.В. Робертус та ін. Природные ресурсы Горного Алтая. 2017. С. 63–65.

54. Рабош І. О. Вивчення токсичності ґрунтів поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури за ростовим тестом. Сучасні проблеми екології : матеріали XV Всеукр. наук. on-line конф. здобув. вищ. освіти і молод. учен. з міжнарод. участю, 28 берез. 2019 р. Житомир : ЖДТУ, 2019. С. 58.

55. Пляцук Л. Д., Черныш Е. Ю., Пляцук Д. Л. Синергетика: экосистемные процессы. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2014. Вип. 6/2014 (89). Част. 1. С. 137–142.

56. Relationship between particulate air pollution and meteorological variables in Utah's Salt Lake Valley / C. D. Whiteman et al. *Atmospheric Environment*. 2014. № 94. P. 742–753.

57. Chemical speciation of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in South Phoenix / N. Upadhyay et al. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 2013. № 61.

58. Мезенцева Н. І., Батиченко С. П., Мезенцев К. В. Захворюваність і здоров'я населення в Україні: суспільно-географічний вимір : монографія. Київ, 2018. 136 с.

59. Стан здоров'я дитячого населення – майбутнє країни (частина 1). / Ю. Г. Антипків та ін. : Здоров'є ребенка, 2018.– №1. 115 с.

60. Рабош І. О. Екологічні ризики внаслідок техногенного впливу автотранспорту. *Передові наукові розробки* : матер. XV міжнар. наук.-практ. конф., 22–30 серпня 2019 р. Прага : Praha Publishing House «Education and Science», 2019. С. 43–46.

61. Букатенко Н. А. Усовершенствование процессов мойки автомобилей с обеспечением экологической безопасности и рационального использования водных ресурсов : дис. на соискание учен. степени канд. техн. наук : 21.06.01 / Харків, 2009. 164 с.

62. Матвєєва О. Л., Демянко Д. О., Огданська І. О. Аналіз проблем та перспектив використання методів очищення нафтовмісних стічних вод. *Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту ім. академіка В. Лазаряна*. 2012. Вип. (41). С. 181–186.

63. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография. / С. С. Душкин та ін. Харків : ХНАГХ, 2011. 146 с.
64. Рабош І. О. Аналіз забруднення стічних вод автомийок. Енергетика. Екологія. Людина : зб. матер. XI наук.-техн. конф. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. С. 308–315.
65. Саблій Л. А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра. техн. наук : 03.01.17. Київ, 2011. 40 с.
66. Іщук Ю. Л., Кобилянський Є. В., Кочірко Б. Ф. Біорозщеплюваність нафтопродуктів і проблеми біосфери. *Нафтова і газова промисловість*. 2004. № 1. С. 57–60.
67. Perspective metaloceramec is for exhaust technical water treatment on autowashings / Rud V. et al. *Slovak international scientific journal Materials science and mechanics of machines*. 2017. С.23–27.
68. Френкель В. С. Мембранные технологии: прошлое, настоящее и будущее (на примере Северной Америки). *Водоснабжение и санитарная техника*. 2010. № 8. С. 48–54.
69. Баженов В. И. Комплексная рециркуляционная модель биохимических процессов аэробной биологической очистки: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук : 03.00.23. Щелково, 2008. 56 с.
70. Прокофьева Г. Н., Иванюта А. П. Физико-химические аспекты создания моющих средств технического назначения на водной и не водной основе. *Фундаментальні та прикладні та промислові аспекти* : матер. II Міжнарод. наук.-практ. конф. «Чиста вода», 8–11 жовт. 2014 р. Київ, 2014. С. 146.
71. Сает Ю. Е., Башаркевич И. Л., Ревич Б. А. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды. М.: ИМГРЭ, 1982. 102 с.

72. Соткина С. А., Никитина О. А. Эколого-геохимическая ситуация как компонент оценки комфортности окружающей среды. *Научнометодический электронный журнал "Концепт"*. 2016. № 1. С. 71–75.

73. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды : уч.-метод. пособие / А. Г. Бубнов и др.; под общ. ред. В. И. Гриневича. Иваново, 2007. 112 с.

74. Луканін В. Н., Трофименко Ю. В. Промислово-транспортна екологія : підруч. для вузів. М. : Вища шк. 2003. 273 с.

75. Хомич В. С., Какаренко С. В. Городская среда. Геоэкологические аспекты. *Беларус. Наука*. 2013. URL: <http://www.studentlibrary.ru/book/ISBN9789850815064.html> (дата звернення 25.03.2019).

76. Бутенко О. С., Охарєв В. О. Механізм визначення кількісних характеристик рівня концентрації забруднюючих речовин викидами автомобільного транспорту. *Екологічна безпека та природокористування* : зб. наук. праць. Київ, 2009. Вип. 3. С. 14–33.

77. Екологічна енциклопедія : у 3 т. / гол. ред. А. В. Толстоухов. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2007. Т. 2. 567 с..

78. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О. П. Мелехова, Е. И. Сераульцева. М. : Издательский центр «Академия», 2010. 288 с.

79. Теория и методология экологической геологии / под ред. В. Т. Трофимова. М. : Изд-во МГУ, 1997. 368 с.

80. ДСТУ ISO 10381–1:2004. Якість ґрунту. Відбір проб. Ч. 1. Настанови щодо складання програм відбирання проб. [Чинний від 2006-0401]. К. : Держспоживстандарт України, 2006. 13 с. (Інформація та документація).

81. Руководство по методам полевых и лабораторных исследований снежного покрова для изучения закономерностей длительного загрязнения местности в зоне действия антропогенных источников / Ковкин В. В., Шуваева О. В., Морозов С. В., Ранута В. Ф. Новосибирск: Новосиб. гос. ун-т, 2012. 74 с.

82. ГОСТ 26424-85. Почвы. Метод определения ионов карбоната и бикарбоната в водной вытяжке. [Введен с 1986-01-01]. М. : Издательство стандартов, 1985. 5 с. (Інформація та документація).

83. ГОСТ 26425-85. Почвы. Методы определения иона хлорида в водной вытяжке. [Введен с 1986-01-01]. М. : Издательство стандартов, 1985. 9 с. (Інформація та документація).

84. ГОСТ 26426-85. Почвы. Методы определения иона сульфата в водной вытяжке. [Введен с 1986-01-01]. М. : Издательство стандартов, 1985. 8 с. (Інформація та документація).

85. ГОСТ 26428-85. Почвы. Методы определения кальция и магния в водной вытяжке. [Введен с 1986-01-01]. М. : Издательство стандартов, 1985. 8 с. (Інформація та документація).

86. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения электрической проводимости, pH и плотного остатка водной вытяжки [Чинний від 1986-01-01]. М., 1986. 9 с. (Інформація та документація).

87. ДСТУ ISO 11269-2:2002. Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин [Чинний від 2004-07-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. 4 с. (Інформація та документація).

88. Тверда О. Я., Гребенюк Т. В., Косяк І. В. Біоіндикаційна оцінка токсичності ґрунтів територій прилеглих до відвалів гранітних кар'єрів. *East European Science Journal*. 2018. № 3 (31). С. 4–10.

89. Горова А. І., Павличенко А. В., Борисовська О. О. Методика визначення токсичності ґрунтів за допомогою ростового тесту. Дніпропетровськ : НГУ, 2004. 26 с.

90. Маячкина Н. В., Чугунов М. В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки. *Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского*. 2009. № 1. С. 84–93.



91. Инструкция по контролю за состоянием почв на объектах предприятий Миннефтегазпрома : Руководящий документ 39-0147098-015-90. Министерство нефтяной и газовой промышленности. 1990. 57 с.
92. Определение состава, показателей физических свойств и состояния грунтов: методические указания к лабораторной работе по инженерной геологии / Гриценко В. А., Туякова А. К., Гриценко А. В. Омск: СибАДИ, 2010. 48 с.
93. Практикум по почвоведению / под ред. И. С. Кауричева. М. : Агропромиздат, 1980. – 272 с.
94. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми / О. М. Міхеев та ін. *Наук. праці. Екологія*. 2006. 53(40). С. 56–64.
95. Корнеев С.В. Дослідження фізико-механічних властивостей ґрунтів : навч. посіб. Київ : ВПЦ «Київський університет», 2009. 78 с.
96. Кондратюк С. Я. Індикація стану навколишнього середовища України за допомогою лишайників. Київ. 2008. 336 с.
97. Van Herk C. M. Epiphytes on wayside trees as an indicator of eutrophication in the Netherlands. *Monitoring with lichens – monitoring lichens. IV. Earth and Environmental Science*. Dordrecht, Boston, London. : Kluwer Academic Publisher, 2018. P.285–290.
98. Nordin A., Moberg R. Santesson's Checklist of Fennoscandian Lichenforming and Lichenicolous Fungi. 2011, № 5. P. 161–170. URL: <http://130.238.83.220/santesson/home.php> (Last accessed: 02.11.2018).
99. Ричак Н. Л., Свистунова А. М. Оцінка якості атмосферного повітря урбосистеми методом ліхеноіндикації (на прикладі Джерджинського району міста Харкова). *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна, №1070. Серія «Екологія»*. 2013. С.74–83.
100. Бойко М. Ф. Характеристика мохоподібних як індикаторів стану навколишнього середовища. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2010. Том 6, №1. С. 35–40.

101. Рабош І. О., Кофанова О. В. Біометрія в системі оцінки впливу автотранспортної інфраструктури на довкілля. *Актуальні проблеми відновлювальної енергетики, будівництва та екологічної інженерії* : матер. III Міжнарод. наук.-техн. конф., 7–9 лют. 2019 р. Кельце, 2019. С. 115–116.

102. Le Blanc P., De Sloover J. Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 1970. V. 48., № 8. P. 1485–1496

103. Мелехова О. П., Егорова Е. И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. Москва : Академия, 2007. 288 с.

104. Рабош І. О., Кофанова О. В. Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження (на прикладі паркових зон м. Києва). *Екологічні науки*. 2019. № 1 (77). С. 46–50.

105. Губачов О. І. Особливості використання рослин для біотестування ґрунтів з метою визначення рівня екологічної безпеки промислових територій. *Наук. вісник КУЕІТУ. Нові технології*. 2010. № 3 (29). С. 164–171.

106. Оцінка якості атмосферного повітря з використанням методів біомоніторингу : проєкт / Найкращі соціальні проєкти України. URL: <http://www.forum.o2.ua/ua/projects/17> (дата звернення 13.11.2019).

107. Валерко Р. А. Использование биотестирования для оценки антропогенного загрязнения почвенного покрова. *Агроэкологические аспекты устойчивого развития АПК* : материалы VIII-й междунар. науч. конф., 14–18 марта 2011 г. Брянск, 2011. С. 74–78.

108. Кучеренко Т. В., Головатюк Є. О. Використання біотесту Allium сера L. (цибуля звичайна) для оцінювання антропогенного забруднення навколишнього середовища. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 4. С. 79–83.

109. Sposib indykatsii ta otsinky ekolohichnoho stanu systemy grunt-roslyna za biokhimichnymy pokaznykamy : pat. for useful model 92476 UA, 2010. Method of indication and the environmental status of soil-plant system assessment by biochemical parameters; publ. 10.11.2010, bul. № 21.

110. Sposib biotestuvannia ekolohichnoho stanu tekhnohenno transformovanykh terytorii : pat. for useful model 20908 UA, 2007. Biotesting Method of ecological condition technologically transformed territories; publ. 15.02.2007, bul. № 2.

111. Бєдункова О. О. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з дисципліни «Біомоніторинг навколишнього середовища». Рівне : НУВГП, 2017. 32 с.

112. Зінченко О. П., Степанюк Я. В. Біометрія : метод. рек. до викон. лабораторних робіт. Луцьк : РВВ Вежа Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2010. 80 с.

113. Мітрьова О.П. Практикум з хімічного моніторингу довкілля : навч. посіб. Миколаїв : ПП «ОККО», 1999. 112 с.

114. Фоноый мониторинг загрязнения экосистем хлорорганическими соединениями / Ф. Я. Ровинский и др. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 270 с.

115. Даннет С. В. Множинна порівняльна процедура для кількох обробок. Журнал американського товариства статистиків. 1955. Т. 50. С. 1096–1121.

116. Patent-information support for assessing the environmental status of the soil. V. L. Samokhvalova, O. V. Mangryka, A. I. Fateev. *Ecological soil science*. 2015. Vol. 16. no. 1–2. URL : file:///C:/Users/Admin/Downloads/grunt\_2015\_16\_1-2\_6.pdf.

117. Визначення рівня рН ґрунтів прилеглих територій до відвалів гірських порід / О. Я. Тверда та ін. *Science and Education a New Dimension. Natural and Technical Sciences*. 2016. IV (12), Issue: 110. С. 25–27.

118. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів, забруднених об'єктами автотранспортної інфраструктури. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2019. № 1 (77).

119. Біоіндикація. Методичні рекомендації до виконання лабораторних робіт студентами напряму підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» / А. І. Горова та ін. Донецьк : Нац. гірничий ун-т., 2014. 76 с .

120. Мотузова Г. В. Зміст, завдання і методи ґрунтово-екологічного моніторингу. *Ґрунтово-екологічний моніторинг і охорона ґрунтів*. М. : Издательство МГУ, 1994. С. 801–904.

121. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Оцінка екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей. *Вісник НТУ «ХПІ», Серія: Нові рішення в сучасних технологіях*. Харків : НТУ «ХПІ». 2018. № 9 (1285). С. 236–242.

122. Борисов О. О., Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. *Вісник нац. техніч. ун-ту "ХПІ". Сер.: Нові рішення в сучасних технологіях*. 2017. № 32(1254). С. 91–97.

123. Рабош І. О. Моніторинг снігового покриву придорожніх територій міст за показником кислотності. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир : ЖДТУ, 2016. С. 44.

124. Бережняк М. Ф. Лабораторний практикум з ґрунтознавства : Методичні матеріали. Київ : Національний університет біоресурсів і природокористування України. 2012. 271 с.

125. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Вивчення забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. № 2. С. 133–142.

126. Исследования содержания тяжелых металлов в снеговом покрове г. Архангельска и оценка их влияния на здоровье населения / Н. Б. Чагина и др. *Естествен. науки*. 2016. № 4. С. 57–68.

127. Димитрова Л. В. Урбаногрупи епіфітних лишайників та особливості їх поширення на території м. Києва. *Укр. ботан. журн*. 2008. Т. 65, № 3. С. 408–417.

128. Лукаш О.В. Польова практика з фізіології та екології рослин (екскурсії, фенологічні спостереження, польові та демонстраційні досліді). Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 128 с.

129. Kapets N. V., Barsukov O. O., Vynokurov D. S. Pioneer Lichen Communities of the Teteriv River Basin. *Acta Botanica Hungarica*. 2018. 60 (3–4). P. 331–355.

130 Застосування біомоніторингу для виявлення небезпек в проєктах критичної інфраструктури / В. О. Хрутьба та ін. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ»*. 70 Серія : Стратегічне управління, управління портфелями, програмами та проєктами. 2020. № 2. С. 71–80.

131. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). М. : Наука, 1990. 261 с.

132. Вибір, обґрунтування та характеристика індикаторів біологічного різноманіття ґрунту / П. В. Писаренко та ін. *Сільське господарство. Рослинництво. Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2013. № 1. С. 20–23

133. Яковишина Т. С. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету Серія «Агрономія і біологія»*. 2014. Вип. 3 (27). С.70–73.

134. Канило П. М. Автотранспорт. Топливно-экологические проблемы и перспективы: монография. Х.: ХНАДУ. 2013. 272 с.

135. Використання рослинних тест-систем для оцінки токсичності техногенно забруднених субстратів / З. М. Бешлей та ін. *Вісник Харківського нац. аграрного ун-ту. Сер. : Біологія*. 2014. Вип. 1 (31). С. 97–102.

136. Burghardt W. Soils in urban and industrial enviroments. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk.* 1994. Bd. 157. S. 205–214

137. Nadgorska-Socha A. Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere*. 2017. Vol. 183. P. 471– 482.

138. Радомська М. М. Природна трансформація нафти у ґрунті. *Екологічна безпека держави : зб. тез доповідей Всеукр. наук.-практ. конф. студентів та аспірантів, 16–17 квітня 2008 р. Київ : НАУ*. 2008. С. 132–135.

139. Франчук Г. М., Радомська М. М. Оцінювання забруднення ґрунтів нафтопродуктами внаслідок діяльності автозаправних станцій. *Вісник НАУ*. 2009. №1(38). С. 46–49.

140. Рабош І. О. Вивчення токсичності ґрунтів поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури за ростовим тестом. *Сучасні проблеми екології* : тези XV Всеукр. наук. on-line конф. здобув. вищ. освіти і молод. учен. з міжнарод. участю, 28 берез. 2019 р. Житомир : ЖДТУ, 2019. С. 58.

141. Злобін Ю. А. Основи екології : навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. К. : Лібра, ТОВ, 1998. 248 с.

142. Державна служба статистики України : веб-сайт. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення 12.11.2019).

143. Чепелевська Л. А. Тенденції медико-демографічних показників України у XXI столітті. *Україна. Здоров'я нації*. 2018. №1. С. 48–53.

144. Кофанова О. В., Кофанов О. Є. Застосування методу "фізико-хімічного регулювання" властивостей моторного палива для підвищення екологічності автотранспортних засобів. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. Київ. 2014. № 3(37). С. 88–97.

145. Екологічна стандартизація і нормування антропогенного навантаження на природне середовище : навч. посіб. / Тарасова В. В. та ін.; за заг. ред. В. В. Тарасової. К.: Центр учбової літератури, 2007. 276 с.

146. Волошин В. С., Елистратова Н. Ю. Характер рассеяния атмосферных загрязнений в районе магистральных перекрестков урбосистем. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки* : сб.науч.тр. УкрНИИЭП. Харьков, 2010. Вип.№ 3. С. 120–123.

147. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінювання ризиків для здоров'я населення внаслідок забруднення довкілля автотранспортом (на прикладі міста Києва). *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4 (54) С. 115–124.

148. Вайганг Г. О. Комплексна оцінка та прогнозування забруднення придорожного середовища транспортними потоками : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 21.06.01. Київ, 2014. 23 с.

149. Ємець О., Мельничук О. Вплив автомобільного транспорту на навколишнє середовище. *Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва*. 2009. Випуск 1(17). С. 296–300.

150. Желновач Г. М. Оцінка якості та підвищення екологічної безпеки придорожного простору : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 21.06.01. Харків, 2012. 20 с.

151. Руководство по охране окружающей среды в районной планировке / Владимиров В. В. и др. М. : Стройиздат, 1986. 160 с.

152. ГОСТ Р 52033-2003 Автомобили с бензиновыми двигателями. Выбросы загрязняющих веществ с отработавшими газами. Нормы и методы контроля при оценке технического состояния [Введен от 2004-01-01]. М. 2004. 19 с. (Інформація та документація).

153. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів. Державний комітет статистики України, наказ № 452 від 13.11.2008. URL: [http://uazakon.com/documents/date\\_3a/pg\\_gmcywc/index.htm](http://uazakon.com/documents/date_3a/pg_gmcywc/index.htm) (дата звернення 13.12.2019).

154. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов. М. : Госкомитет РФ по охране окружающей среды, 1999. 15 с.

155. ДСТУ 4276:2004. Норми і методи вимірювань димності відпрацьованих газів автомобілів з дизелями або газодизелями. Система стандартів у галузі охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання ресурсів. Атмосфера. Київ : Державний комітет України з питань технічного регулювання та споживчої політики, 2004. 15 с. (Національний стандарт України).

156. Рабош И. А., Кофанова Е. В. Техногенная нагрузка на участок городского района со стороны объектов автотранспортного комплекса (на примере города Киева). *East European Science Journal*. 2020 р. № 1 (53). С. 67–73.

157. Кофанов О. Є. Моделювання розсіювання і локального концентрування поллютантів у придорожньому повітряному просторі. *Вісник НТУ "ХПІ", Серія : Нові рішення в сучасних технологіях*. Харків : НТУ "ХПІ". 2018. № 9 (1285). С. 190–197.

158. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Про стан забруднення навколишнього природного середовища у м. Києві і Київській області. Атмосферне повітря : веб-сайт. URL: [http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua/index.php?fn=k\\_zabrud&f=kyiv](http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua/index.php?fn=k_zabrud&f=kyiv) (дата звернення 16.12.2019).

159. Стан здоров'я дитячого населення – майбутнє країни (частина 1) / Ю. Г. Антипків та ін. Здоров'я ребенка. 2018. №1. С. 11–21.

160. Дудіна О. О., Габорець Ю. Ю. Медичні аспекти народжуваності (стан дітородної діяльності). Україна. Здоров'я нації. 2017. №4/1. С. 39–46.

161. Дослідження стану забруднення атмосферного повітря в умовах змін сучасної забудови населених міст / В. С. Бахарев та ін. *Екологічна безпека*. Кременчук : КрНУ ім. М. Остроградського. 2012. № 1 (13). С. 43–47

162. Внукова Н. В., Желновач Г. М., Подгорна Т. В. Оцінка автомобільної дороги з точки зору її екологічної безпеки. *Вестник Харьковского нац. автомобильно-дорожного ун-та : сб. науч. тр. Х. : ХНАДУ*. 2010. Вып. 48. С. 108–111.

163. Беликов Д. А. Параллельная реализация математической модели атмосферной диффузии для исследования распределения первичных и вторичных загрязнителей воздуха над урбанизированной территорией : дис. на соискание ученой степени канд. физ-мат. наук : 04.09.15 / Томск : ТГУ, 2006. 177 с.

164. Левицкая О. С. Модель движения загрязненных воздушных масс с учетом орографии подстилающей поверхности. Безопасность деятельности человека. URL: <http://kk.convdocs.org/docs/index-193225.html?page=11> (дата звернення 16.11.2019).



165. Прогноз уровня загрязнения атмосферного воздуха в зоне влияния городских автомагистралей / Н. Н. Беляев и др. *Научный вестник Нац. горного ун-та*. 2016. № 1. С. 90–97.
166. Methods and models of atmospheric air condition's assessment / O. Dorokhov et al. *Montenegrin J. of Ecology*. 2014. v. 1, N 1. P. 47–52.
167. Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М. : Наука. 1982. 320 с.
168. Потенційна екологічна небезпека вуличних каньйонів міста / О. О. Бакуліч та ін. *Вісник Нац. транспортного ун-ту*. 2015. Вип. 1 (31). С. 18–26.
169. Кофанов О. Є. Підвищення екологічної безпеки придорожніх територій міста модифікацією складу і властивостей дизельного палива : дис. к.т.н.: спец. 21.06.01. Київ, 2018. – С. 324.
170. Кіптенко Є. М., Козленко Т. В. Вплив метеорологічних умов на забруднення повітря у промислових містах України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2007. т. 13. С. 208–215.
171. Экология природа-человек-техника / Акимов Т. А. и др.; под ред. А. П. Кузьмина. М. : ЮНИТИ, 2001. 318 с.
172. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. Л. : Гидрометеиздат, 1980. 184 с.
173. Степаненко С. Н., Власова Е. Л. Классификация метеорологических условий распространения и рассеивания примеси над Украиной. *Метеорологія, кліматологія та гідрологія*. 2001. Вип. 43. С. 3–14.
174. Атмосфера великих міст / Є. Р. Абрамовський та ін. Дніпропетровськ: Наука і освіта, 2011. 350 с.
175. Результаты моделирования распространения выбросов автотранспорта на ограниченной территории города / Паращук Е. М. и др. *Экологические системы и приборы*. 2007. № 3. С. 56–59.
176. Берлянд М. Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. Л. : Гидрометеиздат, 1985. 272 с.

177. Холковський Ю. Р., Кофанов О. Є. Моделювання багатопараметричних екологічних процесів і систем на основі дискретно-інтерполяційного підходу. Екологічний інтелект – 2012 : матер. допов. VII Міжнар. XVIII Традиційної наук.-практич. конф., 24–25 квіт. 2012 р., м. Дніпропетровськ; за техн. ред. Яришкіної Л. О. та ін. Дніпроп. нац. ун-т залізн. трансп. ім. акад. В. Лазаряна, 2012. С. 216–218.

178. Кофанов О. Є. Геометричне моделювання стану екологічної безпеки території. Екологічна безпека держави : тези допов. Всеукр. наук.практич. конф. молодих учених та студ., 16–18 квіт. 2013 р., м. Київ, Нац. авіац. ун-т; за редкол. О. І. Запорожець та ін. К. : НАУ, 2013. С. 158.

179. Холковский Ю. Р., Кофанов А. Е. Использование дискретно-интерполяционного метода для моделирования антропогенноизмененных экосистем. Наука – образованию, производству, экономике : матер. 14-й Междунар. науч.-технич. конф. (69-й науч.-технич. конф. профессорско-преподав. состава, науч. работников, докторантов и аспирантов БНТУ), 28 янв. 2016 г. Минск : Белорусский нац.технический ун-т, 2016. С. 292.

180. Кофанов О. Є., Холковський Ю. Р. N-мірна інтерполяція стану повітряного середовища в приземному просторі біля автотранспортних магістралей. Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 27 жовтня 2016 р. Житомир : ЖДТУ, 2016. С. 44.

181. Оцінка екологічного ризику погіршення сучасного стану урбанізованих територій / Я. І. Мовчан та ін. *Східно–Європейський журнал передових технологій*. Харків, 2013. № 3/11(63). С. 37–41.

182. Екосистемний підхід: обґрунтування методології для розв'язання завдань екобезпеки (на прикладі довкільних, енергетичних та транспортних сфер діяльності) / В. М. Гавриленко та ін. *Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення*. Дрогобич : Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка, 2012. С. 39–40.

183. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління / Ю. Л. Забулонов та ін. НАН України, Ін-т геохімії навколиш. середовища. К. : Наукова думка, 2008. 542 с.

184. Оцінка якості атмосферного повітря і метод його візуалізації для вирішення завдань екобезпеки / Д. В. Гулевець та ін. Первый независимый научный вестник. – К. 2016. №9. С. 88–94.

185. Методичні рекомендації МР 2.2.12-142-2007. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. Затв. Наказом МОЗ України від 13.04.07 № 184. Київ, 2007. 40 с.

186. Инструкция 2.1.6.11-9-29-2004. Министерства здравоохранения республики Беларусь «Оценка риска для здоровья населения от воздействия химических веществ, загрязняющих атмосферный воздух». URL: <http://med.by/methods/pdf/2.1.6.11-9-29-2004.pdf> (дата звернення 12.10.2019).

187. Ковальский В. В. Геохимическая экология — основа системы биогеохимического районирования. Биогеохимические циклы в биосфере. М., 1976. С. 119–141.

188. Пинигин М. А., Авалиани С. Л., Рябова Г. А. Комплексные гигиенические критерии оценки загрязнения атмосферного воздуха. Состояние и перспективы развития гигиены окружающей среды. М., 1985. Вип. 30. С. 89–91.

189. Лисиченко Г. В., Хміль Г. А., Барбашев С. В. Методологія оцінювання екологічних ризиків : монографія. НАН України, Ін-т геохімії навколиш. середовища, Укр. ядер. т-во. О. : Астропринт, 2011. 368 с.

190. Про оцінку ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 184 від 13.04.2007 р. / Міністерство охорони та здоров'я України. К. : Офіційний вісник України № 1 від 21.04.2007. 30 с.

191. Рибалова О. В., Белан С. В., Артем'єв С. Р. Визначення екологічного ризику погіршення стану атмосферного повітря з урахуванням хімічної

небезпеки регіонів України. Проблеми надзвичайних ситуацій. 2013. Вип. 18. С. 196–209.

192. Рибалова О. В., Белан С. В. Комплексна оцінка стану навколишнього природного середовища України. *Экология и промышленность*. 2014. № 2. С. 12–15.

193. ГИС-технологии природоохранной деятельности в аэропортах / Е. В. Коновалова и др. *Безпека життєдіяльності людини – освіта, наука, практика : Матеріали 10-ої Міжнародної науково-методичної конференції*. К. : НАУ, 2011. С. 24–29.

194. Збереження біорізноманіття України (друга національна доповідь) / за ред. Мовчана Я. І. та Ю. Р.Шеляг-Сосонко. К. : Хімджест, 2003. 110 с.

195. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища», № 1264-XII від 25.06.1991 р. : прийнято на четвертій сесії Верховної Ради України 11 трав. 1996 р. Київ : Велес, 2005. 38 с. (Серія видань «Офіційний документ»).

196. Opdam P., Steingrover E., Rooij S. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 2006. V. 75. P. 322–332.

197. Клименко О. А., Тарабан С. М. Управління якістю атмосферного повітря за допомогою європейської системи THOR-AIR-PAS. *Автомобільний транспорт*. 2015. № 3 (245). С. 2–4.

198. Басиль Е. Е., Гогунский В. Д., Руденко С. В. Концепция управления техногенным риском/ *Труды Одес.политехн.ун-та*. Одесса, 2003. Вып. 1(19). С. 218–221.

199. Качинський А .Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. К. : НІСД, 2001. 312 с.

200. Федак В. С., Клочан П. С., Мовчан Я. І. Індикаторні методи в системах моніторингу довкілля. Нові комп'ютерні засоби, обчислювальні машини та мережі. К.: Вид-во Ін-ту кібернетики НАНУ, 2001. С. 149–155.

201. Лозановская И. Н., Орлов Д. С., Садовникова Л. К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнение : учеб. Пособие. М. : Высшая школа, 1998. 287 с.

202. Ландін В. П., Тараріко М. Ю. Традиційна і альтернативна технології відтворення енергопотенціалу радіоактивно забруднених ґрунтів. *Науково-практичний журнал: Збалансоване природокористування*. Київ. 2015. № 3. С. 42–46.

203. Борисов О. О., Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. *Вісник Нац. техніч. ун-ту "ХПІ". Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях. X* : НТУ "ХПІ". 2017. № 32 (1254). С. 91–97.

204. Герасимова В. Г., Дишиневи́ч Н. Є., Головащенко Г. В. Сучасні особливості регламентації безпечного застосування синтетичних мийних засобів у країнах Євросоюзу, Митного союзу та в Україні. *Сучасні проблеми токсикології, харчової та хімічної безпеки*. 2013. № 3. С. 5–11.

205. Пояснювальна записка до проекту постанови Верховної Ради України «Про розроблення Загальнодержавної програми щодо зменшення та поступового припинення використання на території України мийних засобів на основі фосфатів» : веб-сайт. URL: <http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc34?id=&pf3511=33327&pf35401127763> (дата звернення 20.01.2020).

206. Гордієнко Т. Б. Дослідження нормативно-методологічних засад впровадження методик оцінки та верифікації викидів парникових газів (на прикладі транспортного сектору) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. тех. наук : 05.01.02. Львів, 2007. 22 с.

207. Гадельшин В. К., Сухинов А. А. Модель и комплекс программ для численного расчета пространственно-трехмерных процессов переноса загрязнений от автотранспорта в воздушной среде города. Труды международного научного симпозиума. 2005. С. 12–18.

208. Моющее средство «Техносол» : пат. 2439205 RU : МПК C11D 1/83, C11D 1/86, C11D 3/20, C11D 3/04, C11D 11/00. № 2010112465/02; заявл. 01.04.2010; опубл. 10.01.2012, Бюл. № 1.

209. Миючий засіб на основі синергетичної дії комбінації катіонної та неіоногенної поверхнево-активних речовин : пат. 70434 Україна : МПК C11D 1/72 (2006.01). № u 2011 14074; заявл. 29.11.2011; опубл. 11.06.2012, Бюл. № 11.

210. Средство для бесконтактной мойки транспорта : пат. 2556225 RU : МПК C11D 1/835, C11D 3/04, C11D 1/62, C11D 3/37, C11D 3/20. № 2014123265; заявл. 09.06.2014; опубл. 10.07.2015, Бюл. № 13.

## ДОДАТКИ

### ДОДАТОК А

#### СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

*Статті у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних:*

1. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Оцінка екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей. *Вісник НТУ "ХПІ", Серія : Нові рішення в сучасних технологіях*. 2018. № 9 (1285). С. 236–242. – DOI : 10.20998/2413-4295.2018.09.34 (індексується в наукометричних базах *WorldCat*, *Google Scholar*, *Index Copernicus* і включений у довідник періодичних видань бази даних *Ulrich's Periodicals Directory* (New Jersey, USA)).

*Особистий внесок дисертантки:* сформульовано мету і задачі дослідження; взято участь у розробці методики експериментального вивчення екологічного стану територій автозаправних станцій, розташованих поблизу автомагістралей, шляхом проведення дослідження хімічного складу снігового покриву.

2. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Вивчення забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу. *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 2 (52) С. 133–143. ISSN 2308-7382 (включено до наукометричних баз даних *Index Copernicus*, "Наукова періодика України" НБУВ, *Google Scholar*, *WorldCat*, *BASE*, *OpenAIRE*, *PIHЦ*, *Джерело*, *URAN*, *Open Academic Journal Index (OAJI)*, *Polska Bibliografia Naukowa*, *Research Bible*, *International Institute of Organized Research (I2OR)*, *Academic Keys*, *General Impact Factor*, *Directory of Research Journals Indexing (DRJI)*,

*Scientific Indexing Services, Cosmos Impact Factor, Infobase Index, Real Time Impact Factor, електронного архіву наукових матеріалів ELAKPI).*

*Особистий внесок дисертантки:* сформульовано мету і задачі дослідження; взято участь в експериментальному вивченні забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу, шляхом відбору проб ґрунту, проведення хімічного аналізу водних ґрунтових витяжок, визначення водневого показника рН водних витяжок ґрунту, сульфатно-хлоридного вмісту, вмісту основних катіонів та аніонів.

3. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінювання ризиків для здоров'я населення внаслідок забруднення довкілля автотранспортом (на прикладі міста Києва). *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4 (54) С. 115–124. ISSN 2308-7382 (включено до наукометричних баз даних *Index Copernicus*, "Наукова періодика України" НБУВ, *Google Scholar*, *WorldCat*, *BASE*, *OpenAIRE*, *PIHЦ*, *Джерело*, *URAN*, *Open Academic Journal Index (OAJI)*, *Polska Bibliografia Naukowa*, *Research Bible*, *International Institute of Organized Research (I2OR)*, *Academic Keys*, *General Impact Factor*, *Directory of Research Journals Indexing (DRJI)*, *Scientific Indexing Services*, *Cosmos Impact Factor*, *Infobase Index*, *Real Time Impact Factor*, електронного архіву наукових матеріалів ELAKPI).

*Особистий внесок дисертантки:* сформульовано мету і задачі дослідження, проведено аналіз впливу автотранспортного комплексу на здоров'я людей, що проживають на придорожніх територіях Шевченківського та Святошинського районів м. Києва, на основі аналізу даних про середньорічні концентрації шкідливих речовин в атмосферному повітрі на досліджуваних територіях визначено потенційний ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери, виконано аналіз отриманих результатів.

### ***Статті у наукових фахових виданнях України:***

4. Рабош І. О., Кофанова О. В. Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження (на прикладі паркових зон м. Києва). *Екологічні науки*. 2019. № 1 (77). С. 46–50.



*Особистий внесок дисертантки:* сформульовано мету і задачі дослідження; на основі експериментальних даних проаналізовано сучасний стан урбанofлори епіфітних лишайників у паркових зонах міста Києва; визначено загальну кількість видів лишайників, поширення кожного виду та проективне покриття в кожній дослідній ділянці залежно від інтенсивності автотранспортного потоку; встановлено показник відносної чистоти атмосферного повітря досліджуваних паркових зон; виявлено, що зі зменшенням відстані до автомагістралі на дослідних ділянках збільшується кількість нітрофільних лишайників та проективне покриття; виконано аналіз отриманих результатів.

5. Рабош І. О., Кофанова О. В. Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів, забруднених об'єктами автотранспортної інфраструктури. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2019. № 1 (77). URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/12589/10919>.

*Особистий внесок дисертантки:* сформульовано мету і задачі дослідження; взято участь у проведенні експериментів; визначено частку пророслого насіння крес-салату, середню висоту наземної стеблової частини рослини за досліджувани періоди; встановлено, що ростові процеси рослин, пророщених на досліджуваних зразках ґрунтів, пригнічені порівняно з фоновим зразком ґрунту; встановлено фітотоксичний ефект досліджуваних міських ґрунтів; виявлено сильний рівень забруднення зразків, взятих поблизу з автомийками, автозаправними станціями та автостоянками.

6. Рабош І. О., Кофанова О. В. Моделювання і візуалізація полів розсіювання політантів від автотранспортних потоків. *Науковий вісник ТДАТУ*. 2020. Вип. 10. Т. 1. URL : <file:///C:/Users/Admin/Downloads/32.-%D0%A0%D0%B0%D0%B1%D0%BE%D1%88.pdf>.

*Особистий внесок дисертантки:* встановлено основні забруднювальні речовини, які викидаються з відпрацьованими газами автомобілів та за допомогою методу математичного моделювання визначено основні

закономірності їх розсіювання і негативного впливу на житлову забудову і, як наслідок, на здоров'я людей.

***Статті у наукових виданнях інших держав, які входять до ОЕСР та/або Європейського Союзу:***

7. Рабош И. А., Кофанова Е. В. Техногенная нагрузка на участок городского района со стороны объектов автотранспортного комплекса (на примере города Киева). *Wshodnioeuropejskie Czasopismo Naukowe East European Scientific Journal*. 2020. № 3 (53). С. 67–73. (Польща; включений до наукометричної бази даних РІНЦ).

*Особистий внесок дисертантки:* вивчено дорожні умови, характеристики транспортних потоків автомагістралями м. Києва; визначено обсяги викидів автотранспортними засобами на досліджуваних ділянках; визначено техногенне навантаження з боку автотранспорту на міський приміагістральний район.

***Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:***

8. Рабош І. О. Моніторинг снігового покриву придорожніх територій міст за показником кислотності. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир : ЖДТУ, 2016. С. 44.

9. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Аналіз геоекологічного стану територій автотранспортного комплексу. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матеріалів Х наук.-тех. конф. ІЕЕ. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 326–329.

*Особистий внесок дисертанта:* проаналізовано вплив автотранспортної інфраструктури на навколишнє природне середовище та досліджено хімічний склад ґрунтових витяжок.

10. Рабош І. О. Рівень екотоксикологічного навантаження на довкілля як показник інтенсивності впливу автотранспорту. *Сталий розвиток країни в*

*рамках Європейської інтеграції* : тези Всеукр. наук.-практич. конф., 8 лист. 2018 р. Житомир : ЖДТУ, 2018. С. 74.

11. Рабош І. О., Кофанова О. В. Біометрія в системі оцінки впливу автотранспортної інфраструктури на довкілля. *Актуальні проблеми відновлювальної енергетики, будівництва та екологічної інженерії* : матер. III Міжнарод. наук.-техн. конф., 7–9 лют. 2019 р. Кельце, 2019. С. 115–116.

*Особистий внесок дисертанта*: сформульовано мету і задачі дослідження, проаналізовано отримані результати.

12. Рабош І. О. Вивчення токсичності ґрунтів поблизу об'єктів автотранспортної інфраструктури за ростовим тестом. *Сучасні проблеми екології* : тези XV Всеукр. наук. on-line конф. здобув. вищ. освіти і молод. учен. з міжнарод. участю, 28 берез. 2019 р. Житомир : ЖДТУ, 2019. С. 58.

13. Рабош І. О. Аналіз забруднення стічних вод автомийок. *Енергетика. Екологія. Людина* : зб. матер. XI наук.-техн. конф. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. С. 308–315.

14. Рабош І. О. Екологічні ризики внаслідок техногенного впливу автотранспорту. *Передові наукові розробки* : матер. XV міжнарод. наук.-практ. конф., 22–30 серп. 2019 р. Прага : Praha Publishing House «Education and Science», 2019. С. 43–46.

15. Рабош І. О. Аналіз очистки стічних вод автомийних комплексів. *Актуальные научные исследования в современном мире* : матер. II міжнарод. научн. конф., 26–27 липня, 2019 р. Переяслав-Хмельницький, 2019. Вып. 8 (52), ч. 1. С. 89–93.

16. Рабош І. О., Кофанова О. В. Екологічна небезпека застосування синтетичних миючих засобів. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської* : тези Всеукр. наук.-практ. конф. здобув. вищої освіти і молод. учених, 7 лист. 2019 р. Житомир : «Житомирська політехніка», 2019. С. 18.

*Особистий внесок дисертанта*: сформульовано мету і задачі дослідження, проаналізовано основні результати.

17. Рабош І. О. Проблеми екологічної безпеки автотранспортного комплексу. *Проблеми охорони праці, промислової та цивільної безпеки* : зб. матеріалів доп. Вісімнадцятої всеукр. наук.-метод. конф. (з участю студентів). Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 225–229.

18. Рабош І. О. Комплексна оцінка техногенного навантаження на складові довкілля з боку впливу автотранспорту. *Сучасні проблеми екології* : тези доповідей XVI Всеукраїнської наукової on-line конференції здобувачів вищої освіти і молодих учених з міжнародною участю, 10 квіт. 2020 р. Житомир : «Житомирська політехніка», 2020. С. 54.

19. Василькевич О. І., Рабош І. О., Кофанова О. В., Степанов М. І. Засіб для миття автотранспорту Деклараційний патент на корисну модель №142730 від 25.06.2020. бюл. № 12, 2020 р. (*Особистий внесок дисертанки*: проводила патентний пошук найближчих аналогів, брала участь у підготовці патенту).

## ДОДАТОК Б

**Результати моніторингових досліджень екологічної обстановки (складових екосистем) навколо об'єктів автотранспортної інфраструктури у м. Києві**

Таблиця Б1 – Результати якісного хімічного аналізу проб талого снігу та водних ґрунтових витяжок на наявність основних катіонів та аніонів

№зразка	Pb <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Hg <sup>2+</sup>	Zn <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	Проби талого снігу (м. Київ, просп. Перемоги, 38)											
1	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
2	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
3	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
4	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
5	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
6	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+
7	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
8	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
9	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+
	Проби водних ґрунтових витяжок (м. Київ, Святошинський район)											
1	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-

Таблиця Б2 – Середні значення водневого показника рН водних витяжок ґрунту  
у точках спостережень

Маркування зразка	Показник кислотності рН		
	На відстані до 5 м від об'єкта	На відстані до 10 м від об'єкта	На відстані до 20 м від об'єкта
м. Київ, Святошинський р-н			
1	5,4	5,5	5,7
2	5,9	6	5,8
3	5,3	5,2	5,8
4	5,7	5,6	5,9
5	5,4	5,3	5,5
6	5,9	5,8	6
7	6,1	6,2	6,3
8	5,1	5	5,8
9	6,4	6,5	6,7
10 (контроль)	6,8	6,8	6,8
м. Київ, вздовж проспекту Перемоги			
1	5,3	5,4	5,7
2	5,7	5,3	5,9
3	5,2	5,1	5,9
4	5,5	5,5	5,8
5	5,2	5,3	6
6	5,6	5,7	6
7	6	5,9	6,2
8 (контроль)	6,8	6,8	6,8

Таблиця Б3 – Середні значення сульфатно-хлоридного вмісту у водних ґрунтових витяжках (м. Київ, Святошинський р-н)

Маркування зразка	Сульфатно-хлоридний вміст, ммоль/л		
	На відстані до 5 м від об'єкта	На відстані до 10 м від об'єкта	На відстані до 20 м від об'єкта
Святошинський р-н, м. Київ			
1	0,81	0,75	0,64
2	0,87	0,76	0,66
3	0,85	0,74	0,6
4	0,78	0,65	0,55
5	0,83	0,77	0,69
6	0,75	0,67	0,58
7	0,86	0,78	0,67
8	0,79	0,69	0,59
9	0,71	0,64	0,54
10 (контроль)	0,2	0,2	0,2

Таблиця Б4 – Показники забруднення ґрунту за величиною кислотності та сульфатно-хлоридним вмістом у досліджуваних точках спостережень (м. Київ, Святошинський р-н)

Маркування зразка	Коефіцієнт забруднення за показником кислотності $K_{pHi}$		
	На відстані до 5 м від об'єкта	На відстані до 10 м від об'єкта	На відстані до 20 м від об'єкта
1	0,79	0,81	0,84

2	0,87	0,88	0,85
3	0,78	0,76	0,85
4	0,84	0,82	0,87
5	0,79	0,78	0,81
6	0,87	0,85	0,88
7	0,9	0,91	0,93
8	0,75	0,74	0,85
9	0,94	0,96	0,99
Коефіцієнт забруднення за сульфатно-хлоридним вмістом $K_{Cl}$			
1	4,05	3,75	3,2
2	4,35	3,8	3,3
3	4,25	3,7	3
4	3,9	3,25	2,75
5	4,15	3,85	3,45
6	3,75	3,35	2,9
7	4,3	3,9	3,35
9	3,95	3,45	2,95

### Фотографії ліхенологічних вимірювань



Рисунок Б1 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк «Відрадний»).





Рисунок Б2 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев (Маріїнський парк).



Рисунок Б3 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк імені Пушкіна).





Рисунок Б4 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк «Супутник»).



Рисунок Б5 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк «Нивки»).





Рисунок Б6 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (сквер імені Олени Теліги).



Рисунок Б7 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев (парк «Юність»).





Рисунок Б8 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк імені Островського).



Рисунок Б9 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев у досліджуваних екосистемах (парк «Інтернаціональний»).





Рисунок Б10 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев (Сирецький парк).



Рисунок Б11 – Фотографії вимірювань встановлення проєктивного покриття лишайниками кори дерев (парк імені Тараса Шевченка).

**Таблиця Б5 – Результати ліхенологічних досліджень в паркових зонах на відстані 5 м від автомагістралі**

Ділянка 1 – 5 м від автомагістралі											
Параметр	Парк «Відродний»	Маріїнський парк	Парк імені Пушкіна	Парк «Супутник»	Парк «Нивки»	Сквер імені Олени Телги	Парк «Юність»	Парк імені Островського	Парк «Інтернаціональний»	Сирецький парк	Парк імені Тараса Шевченка
Кількість накипних лишайників	7	4	8	11	5	5	6	5	4	4	2
Кількість листоватих лишайників	1	1	2	7	4	2	3	1	0	1	0
Ступінь покриття площі рамки накипними лишайниками, %	235	205	315	600	170	185	200	150	150	205	230
Ступінь покриття площі рамки листоватими лишайниками, %	18	15	25	75	110	30	65	70	0	15	0
Частота зустрічаємості накипних лишайників, %	233	133	80	110	167	100	200	167	133	133	67
Частота зустрічаємості листоватих лишайників, %	33	33	20	70	133	40	100	33	0	33	0
Середній ступінь покриття накипних лишайників, %	78	68	31,5	60	57	37	67	50	50	68	77
Середній ступінь покриття листоватих лишайників, %	6	5	2,5	7	37	6	22	23	0	5	0
Оцінка частоти зустрічання накипних лишайників	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Оцінка частоти зустрічання листоватих лишайників	3	3	2	5	5	4	5	3	1	3	1
Оцінка частоти ступеня	5	5	3	5	4	3	5	4	4	5	5

покриття накипними лишайниками											
Оцінка частоти ступеня покриття лишуватими лишайниками	2	1	1	2	3	2	3	3	1	1	1
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття накипних лишайників	5	5	4	5	4,5	4	5	4,5	4,5	5	3
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття лишуватих лишайників	2,5	2	1,5	3,5	4	3	4	3	1	2	3
Показник відносної чистоти атмосфери	0,33	0,3	0,23	0,41	0,42	0,33	0,4	0,35	0,22	0,3	0,33
Інтенсивність руху по автомагістралі, авт/год	468	2112	6552	600	6084	392	1224	6720	2283	570	2208

Таблиця Б6 – Результати ліхенологічних досліджень в паркових зонах на  
відстані 10 м від автомагістралі

Ділянка 2 – 10 м від автомагістралі											
Параметр	Парк «Відродний»	Маріїнський парк	Парк імені Пушкіна	Парк «Супутник»	Парк «Нивки»	Сквер імені Олени Телги	Парк «Юність»	Парк імені Островського	Парк «Інтернаціональни й»	Сирецький парк	Парк імені Тараса Шевченка
Кількість накипних лишайників	4	2	11	13	7	6	3	6	5	4	4
Кількість лишуватих лишайників	1	0	2	5	2	2	0	0	0	1	0
Ступінь покриття площі рамки накипними лишайниками, %	120	70	48,5	287	235	170	110	115	150	205	300

Ступінь покриття площі рамки листуватими лишайниками, %	12	0	3	6	80	45	0	0	0	15	0
Частота зустрічаємості накипних лишайників, %	1	0,7	110	130	233	120	100	200	166	133	133
Частота зустрічаємості листуватих лишайників, %	0,3	0	20	50	67	40	0	0	0	33	0
Середній ступінь покриття накипних лишайників, %	40	23	48	29	78	34	37	38	50	68	100
Середній ступінь покриття листуватих лишайників, %	4	0	3	0,6	27	9	0	0	0	5	0
Оцінка частоти зустрічання накипних лишайників	1	1	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Оцінка частоти зустрічання листуватих лишайників	1	1	2	4	5	4	1	1	1	3	1
Оцінка частоти ступеня покриття накипними лишайниками	3	3	4	3	5	3	3	3	4	5	5
Оцінка частоти ступеня покриття листуватими лишайниками	1	1	1	1	3	2	1	1	1	1	1
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття накипних лишайників	2	2	4,5	4	5	4	4	4	4,5	5	3
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття листуватих	1	1	1,5	2,5	4	3	1	1	1	2	3
Показник відносної чистоти атмосфери	0,13	0,13	0,25	0,3	0,41	0,33	0,2	0,2	0,22	0,3	0,33
Інтенсивність руху по автомагістралі, авт/год	468	2112	6552	600	6084	392	1224	6720	2283	570	2208



Таблиця Б7 – Результати ліхенологічних досліджень в паркових зонах на відстані 15 м від автомагістралі

Ділянка 3 – 15 м від автомагістралі											
Параметр	Парк Відрадиний	Маріїнський парк	Парк імені Пушкіна	Парк «Сулутик»	Парк Нивки»	Сквер імені Олени Телги	Парк «Юність»	Парк імені Островського	Парк Інтернаціональний	Сирецький парк	Парк імені Тараса Шевченка
Кількість накипних лишайників	3	1	6	9	3	11	2	6	8	4	4
Кількість листоватих лишайників	0	0	1	5	0	2	2	0	0	1	0
Ступінь покриття площі рамки накипними лишайниками, %	105	15	16,5	210	105	270	85	105	250	205	300
Ступінь покриття площі рамки листоватими лишайниками, %	0	0	2	11	0	20	30	0	0	15	0
Частота зустрічаємості накипних лишайників, %	100	33	60	90	100	220	67	200	267	133	133
Частота зустрічаємості листоватих лишайників, %	0	0	10	50	0	40	67	0	0	33	0
Середній ступінь покриття накипних лишайників, %	35	5	16,5	21	35	54	28	35	83	68	100
Середній ступінь покриття листоватих лишайників, %	0	0	2	1,1	0	4	10	0	0	5	0
Оцінка частоти зустрічання накипних лишайників	5	1	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Оцінка частоти зустрічання листоватих лишайників	1	1	2	4	1	3	5	1	1	3	1
Оцінка частоти ступеня покриття накипними лишайниками	3	2	2	5	3	4	3	3	5	5	5
Оцінка частоти	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1

ступеня покриття листявими лишайниками											
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття накипних лишайників	4	1,5	3,5	5	4	4,5	4	4	5	5	3
Середній умовний бал частоти зустрічаємості й ступеню покриття листявятих лишайників	1	1	1,5	3	1	2	3,5	1	1	2	3
Показник відносної чистоти атмосфери	0,2	0,12	0,22	0,37	0,27	0,28	0,37	0,2	0,23	0,3	0,33
Інтенсивність руху по автомагістралі, авт/год	468	2112	6552	600	6084	392	1224	6720	2283	570	2208

### Фотографії фітологічних досліджень зразків ґрунту



Рисунок Б12 – Фотографії проростків на 4 день експерименту.



Рисунок Б13 – Фотографії проростків за 1 тиждень експерименту



Рисунок Б14 – Фотографії проростків за час експерименту.



Рисунок Б15 – Фотографії проростків за час експерименту (порівняння з контрольним зразком).

Таблиця Б8 – Результати фітологічних досліджень зразків ґрунту

Параметр	№ зразка				
	1	2	3	4	5 (контроль)
Кількість насінин, що зійшли, штук (відсоток сходження)	6 (40%)	4 (27%)	7 (47%)	9 (60%)	13 (87%)
Кількість посаджених насінин, штук	15	15	15	15	15
Середня висота стебел за перший тиждень експерименту, см	0	0	1	2	5
Середня висота стебел за другий тиждень експерименту, см	3,5	2,5	6,5	4,5	9
Індекс фітотоксичності, %	61	72	28	50	

## ДОДАТОК В

### Результати дослідження забруднення атмосферного повітря в примагістральних районах з боку впливу автотранспортної інфраструктури (довідкові, експериментальні дані, моніторингові дані ЦГО)

Таблиця В1 – Зведені результати підрахунку кількості АТЗ по основних  
категоріях на досліджуваній ділянці автомагістралі (м. Київ, проспекту  
Перемоги)

Група АТЗ	Кількість, шт/год
Легкові бензинові	4000
Легковые дизельні	3000
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю до 3 т (і мікроавтобуси)	800
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю більше 3 т	400
Автобуси дизельні	750
Загальна кількість	9120

Таблиця В2 – Значення пробігових викидів  $M_{k,i}^P$  для різних груп АТЗ

Група автомобілів	Викиди, г/км			
	CO	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	NO <sub>x</sub> (в перерахунку на NO <sub>2</sub> )	PM (сажа)
Легкові бензинові	19,0	2,1	1,8	-
Легкові дизельні	2,0	0,25	1,3	0,1
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю до 3 т (і мікроавтобуси)	69,4	11,5	2,9	-
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю більше 3 т	75,0	13,4	5,2	-
Автобуси дизельні	8,8	6,5	8,0	0,3

Таблиця В 3 – Значення коефіцієнту  $k_{V_{k,i}}$ , який враховує зміну кількості ШР, що викидаються з ДВЗ, в залежності від швидкості руху АТЗ

Показник	Швидкість руху, км/год												
	10	15	20	25	30	35	40	45	50	60	75	80	100
$k_{V_{k,i}}$	1,35	1,28	1,20	1,10	1	0,88	0,75	0,63	0,50	0,30	0,45	0,5	0,60

Таблиця В4 – Результати розрахунку масових викидів ШР на ділянці автомагістралі (м. Київ, проспект Перемоги)

Група АТЗ	Масовий викид ШР, г/с			
	CO	NO <sub>2</sub>	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	PM
Легкові бензинові	26,39	2,5	2,92	
Легкові дизельні	1,67	1,08	0,21	0,083
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю до 3 т (і мікроавтобуси)	15,42	0,64	2,56	-
Вантажні карбюраторні з вантажопідйомністю більше 3 т	8,33	0,58	1,49	-
Автобуси дизельні	1,35	1,67	1,35	0,063

**Дані хімічного забруднення атмосферного повітря м. Києва (ЦГО) по  
ПС, розташованих вздовж автомагістралі (м. Київ, проспект Перемоги)**

Таблиця В5 – Дані щодо концентрацій ШР за моніторинговими  
дослідженнями ЦГО (2017 р.)

ПС №2					
Місяць	Концентрація ШР, мг/м <sup>3</sup>				
	Завислі речовини (пил)	Сульфур(IV) оксид	Карбон(II) оксид	Нітроген(IV) оксид	Формальдегід
1	0,0977	0,0183	0,6666	0,0812	0,0015
2	0,0979	0,0187	0,5416	0,0791	0,0020
3	0,0999	0,0189	0,4615	0,1112	0,0021
4	0,0952	0,0138	1,0599	0,0806	0,0084
5	0,1116	0,0121	1,2499	0,0974	0,0092
6	0,0973	0,0203	1,7599	0,1379	0,0134
7	0,0962	0,0168	1,8703	0,1103	0,0142
8	0,0999	0,0192	1,4799	0,0902	0,0153
9	0,0999	0,0173	0,6346	0,0762	0,0084
10	0,0999	0,0131	0,1346	0,0894	0,0051
11	0,0999	0,0149	0,4423	0,0723	0,0056
12	0,0999	0,0119	0,7222	0,078	0,0046
ПС №6					
1	0,1166	0,0156	0,7708	0,0920	0,0019
2	0,1270	0,0160	0,9166	0,0654	0,0022
3	0,1269	0,0176	0,6923	0,0975	0,0021
4	0,1139	0,0158	1,0399	0,0873	0,0083
5	0,1318	0,0080	1,2419	0,0954	0,0098
6	0,1059	0,0187	1,3199	0,1147	0,0119
7	0,1185	0,014	2,2777	0,1198	0,0144

8	0,1719	0,0165	2,4199	0,2147	0,0159
9	0,1461	0,0136	0,5576	0,1346	0,0087
10	0,1384	0,0111	0,2115	0,1161	0,0052
11	0,1346	0,0118	0,3653	0,0807	0,0054
12	0,1351	0,0102	0,8148	0,0834	0,0042
ПС №7					
1	0,1967	0,0160	3,7499	0,1139	0,0020
2	0,1937	0,0197	2,9999	0,1227	0,0027
3	0,1961	0,0191	3,2692	0,1390	0,0024
4	0,1919	0,0139	2,3399	0,1469	0,0079
5	0,1954	0,0114	3,1590	0,1263	0,0103
6	0,1919	0,0206	2,9399	0,1601	0,0136
7	0,1833	0,0167	3,83333	0,1437	0,0149
8	0,2019	0,0151	3,1599	0,1695	0,0195
9	0,2057	0,0124	2,8269	0,0963	0,0092
10	0,2076	0,0118	1,9423	0,1019	0,0054
11	0,2153	0,012	2,923	0,1284	0,0058
12	0,2037	0,0132	2,1111	0,1176	0,0052
ПС №11					
1	0,1437	0,0165	0,9166	0,0878	0,0020
2	0,1939	0,1860	0,9999	0,0799	0,0030
3	0,1967	0,0167	0,7307	0,0862	0,0029
4	0,1759	0,0112	1,2199	0,0863	0,0080
5	0,1727	0,0109	1,7272	0,0938	0,0101
6	0,1759	0,0164	2,0999	0,1286	0,0137
7	0,1851	0,0168	2,9259	0,102	0,0136
8	0,1999	0,0184	2,3599	0,1529	0,0166
9	0,1961	0,0155	1,0384	0,071	0,008
10	0,1923	0,0141	1,73	0,0764	0,0054
11	0,1777	0,0148	1,4807	0,0695	0,0061
12	0,1948	0,0095	1,3518	0,0717	0,0056

Таблиця В6 – Дані щодо концентрацій ШР за моніторинговими дослідженнями ЦГО (2018 р.)

ПС №2					
Місяць	Концентрація ШР, мг/м <sup>3</sup>				
	Завислі речовини (пил)	Сульфур(IV) оксид	Карбон(II) оксид	Нітроген(IV) оксид	Формальдегід
1	0,0999	0,0103	0,7916	0,0788	0,0045
2	0,0999	0,0083	0,5416	0,0878	0,0051
3	0,0999	0,0100	0,6730	0,0922	0,0038
4	0,0999	0,0289	2,0000	0,1399	0,0159
5	0,0999	0,0137	0,8043	0,0873	0,0127
6	0,1020	0,0138	0,8541	0,1061	0,0173
7	0,0999	0,0111	1,9038	0,1174	0,0136
8	0,1019	0,0109	1,8076	0,0738	0,0071
9	0,0961	0,0108	1,2692	0,0804	0,0042
10	0,098	0,0082	1,2307	0,0733	0,0066
11	0,0999	0,0075	1,0576	0,0942	0,0062
12	0,0999	0,0164	0,6111	0,094	0,0067
ПС № 6					
1	0,1374	0,0084	0,6249	0,0916	0,0045
2	0,1499	0,0095	0,3749	0,0962	0,0051
3	0,1365	0,0119	0,3076	0,0821	0,0039
4	0,1539	0,0109	0,4799	0,0785	0,0042
5	0,1282	0,0114	0,8478	0,0810	0,0126
6	0,1291	0,0169	0,7291	0,1445	0,0174
7	0,1307	0,0138	1,7499	0,1436	0,0137
8	0,1634	0,0112	1,4615	0,0749	0,0077
9	0,148	0,012	1,1346	0,079	0,0051



10	0,1555	0,0088	0,9999	0,0793	0,0047
11	–	–	0,6538	–	0,0062
12	0,1259	0,0191	0,6851	0,102	0,0062
ПС № 7					
1	0,1999	0,0120	3,2708	0,1237	0,0044
2	0,1999	0,0142	3,3541	0,1229	0,0054
3	0,2038	0,0133	3,5961	0,1321	0,0041
4	0,1939	0,0168	4,4799	0,1247	0,0050
5	0,0202	0,0187	3,3260	0,1284	0,0131
6	0,1979	0,0224	3,3541	0,1560	0,0185
7	0,1999	0,021	4,2692	0,1419	0,0149
8	0,1961	0,0155	3,8269	0,1094	0,0088
9	0,1999	0,0144	3,4807	0,0948	0,0071
10	0,1961	0,015	3,7884	0,0934	0,0051
11	0,1961	0,0165	3,3461	0,1169	0,007
12	0,2018	0,0251	2,8518	0,1218	0,0081
ПС № 11					
1	0,1934	0,0129	1,0833	0,0842	0,0045
2	0,1857	0,0077	0,9166	0,0981	0,0052
3	0,1846	0,0109	1,0961	0,0903	0,0040
4	0,1859	0,0103	1,2599	0,0850	0,0049
5	0,1652	0,0113	1,3478	0,0945	0,0122
6	0,1770	0,0120	1,7291	0,0104	0,0159
7	0,1999	0,0109	1,2692	0,1121	0,0141
8	0,1884	0,0108	2,3653	0,0833	0,0079
9	0,198	0,0106	2,5769	0,0834	0,0053
10	0,2038	0,0117	1,5384	0,0945	0,0037
11	0,1999	0,0092	1,4423	0,1141	0,0047
12	0,1959	0,016	1,2777	0,1101	0,0066

Таблиця В7 – Дані щодо концентрацій ШР за моніторинговими дослідженнями ЦГО (2019 р.)

ПС №2					
Місяць	Концентрація ШР, мг/м <sup>3</sup>				
	Завислі речовини (пил)	Сульфур(IV) оксид	Карбон(II) оксид	Нітроген(IV) оксид	Формальдегід
1	0,0979	0,0161	0,1999	0,1007	0,0048
2	0,0999	0,0158	0,3124	0,1148	0,0048
3	0,0999	0,0128	0,2799	0,0995	0,0039
4	0,0999	0,0115	0,3653	0,0851	0,0067
5	0,0999	0,0089	0,3260	0,1065	0,0102
6	0,0992	0,0124	0,4622	0,1044	0,0074
7	0,0944	0,0079	1,1296	0,1342	0,0147
8	0,0999	0,0086	1,0576	0,1481	0,0153
9	0,0999	0,0081	0,6799	0,1278	0,0113
10	0,0999	0,0147	0,3703	0,1021	0,0054
11	0,0999	0,0341	0,2499	0,0872	0,0056
12	0,0999	0,0285	0,6538	0,0906	0,0056
ПС № 6					
1	0,1599	0,0133	0,1799	0,1127	0,0047
2	0,1624	0,0132	0,3749	0,1431	0,0049
3	0,1791	0,0113	0,3399	0,1151	0,0042
4	0,1744	0,0096	0,5384	0,1020	0,0066
5	0,1456	0,0083	0,6956	0,1332	0,0106
6	0,1604	0,0109	0,5307	0,1239	0,0077
7	0,1259	0,0098	0,9259	0,1429	0,0144
8	0,1596	0,0077	0,5769	0,1642	0,0155
9	0,1399	0,0083	0,7999	0,1219	0,0113

10	0,1399	0,0102	0,574	0,0968	0,0059
11	0,4423	—	—	—	—
12	0,9038	—	—	—	—
ПС № 7					
1	0,1979	0,0170	1,6399	0,1237	0,0062
2	0,1937	0,0166	1,8333	0,1229	0,0064
3	0,1999	0,0143	1,1999	0,1321	0,0050
4	0,1980	0,0132	2,1923	0,1247	0,0071
5	0,1869	0,0097	1,6086	0,1284	0,0109
6	0,1951	0,0135	1,9417	0,1560	0,0083
7	0,1999	0,0128	2,9629	0,1419	0,0162
8	0,1923	0,0101	2,9423	0,1094	0,0176
9	0,1999	0,0106	2,5799	0,0948	0,014
10	0,1907	0,0183	2,4999	0,0934	0,0071
11	0,1942	0,0352	2,1923	0,1169	0,0064
12	0,1999	0,0305	2,5961	0,1218	0,0061
ПС № 11					
1	0,1945	0,0172	0,5135	0,1363	0,0054
2	0,1812	0,0145	0,5208	0,1355	0,0050
3	0,1859	0,0134	0,3999	0,1164	0,0043
4	0,1749	0,0119	0,9230	0,1045	0,0067
5	0,1999	0,0087	0,8695	0,1185	0,0097
6	0,1845	0,0126	0,9498	0,1257	0,0076
7	0,1827	0,0104	1,9074	0,1633	0,0152
8	0,1576	0,0103	1,6923	0,2074	0,0158
9	0,1979	0,0073	1,4399	0,1332	0,0107
10	0,1703	0,0165	0,8333	0,1228	0,0058
11	0,1846	0,0339	0,5961	0,1228	0,0063
12	0,1916	0,0303	1,0192	0,1304	0,0053

Таблиця В8 – Референтні концентрації найбільш поширених газоподібних домішок за хронічного інгалаційного впливу в атмосферному повітрі [142]

Речовина	$RfC$ , мг/м <sup>3</sup>	Критичні органи/системи	Клас небезпеки
Нітроген(II) оксид	0,08	Органи дихання	3
Нітроген(IV) оксид	0,04	Органи дихання	3
Сульфур(IV) оксид	0,05	Органи дихання	3
Карбон(II) оксид	3	Центральна нервова система, серцево-судинна, кров	4
Формальдегід	0,003	Органи дихання, імунна система	2

## ДОДАТОК Г



УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ  
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ  
ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

03056, м. Київ, пр-т Перемоги, 37; тел. (+38 044) 204-82-82 тел./факс (+38 044) 204-97-88  
http://www.kpi.ua e-mail: mail@kpi.ua ЄДРПОУ 02070921

28.08.2019 № 2450/10  
на № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

ЗАТВЕРДЖУЮ  
Перший заступник КППІ ім. Ігоря Сікорського



Ю. І. Якименко

20/8 р.

## А К Т

впровадження результатів дисертаційного дослідження Рабош Ірини Олександрівни  
«Підвищення екологічної безпеки і моніторинг впливу об'єктів автотранспортної  
інфраструктури на довкілля» у навчальний процес Національного технічного університету  
України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Комісія у складі: директора інституту енергозбереження та енергоменеджменту, д.т.н., проф. Денисюк С. П.; першого заступника директора з навчально-методичної роботи інституту енергозбереження та енергоменеджменту, к.т.н., доц. Гана А. Л.; завідувача кафедри інженерної екології, д.т.н., проф. Ткачука К.К. даним актом засвідчує, що результати наукових розробок, а також теоретичні й практичні положення дисертаційної роботи Рабош Ірини Олександрівни, присвяченої підвищенню екологічної безпеки і моніторингу впливу об'єктів автотранспортної інфраструктури на довкілля, впроваджені у навчальний процес кафедри інженерної екології інституту енергозбереження та енергоменеджменту КППІ ім. Ігоря Сікорського. Зокрема, при підготовці і проведенні лабораторних та практичних робіт дисциплін: «Екологія людини», «Урбоекологія», «Хімія навколишнього середовища» використовуються: 1. Алгоритм проведення експериментальних досліджень щодо встановлення рівня забруднення ґрунтів навколо об'єктів автотранспортного комплексу за допомогою методів хімічного аналізу водних ґрунтових витяжок. 2. Методики визначення тиску з боку автотранспорту на довкілля за допомогою біологічних індикаторів (ліхеноіндикацією).

Директор ІЕЕ, д.т.н., проф.

С. П. Денисюк

Перший заступник директора  
з навчально-методичної роботи ІЕЕ, к.т.н., доц.

А. Л. Гана

Завідувач кафедри інженерної екології, д.т.н., проф.

К. К. Ткачук



Енергія

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ  
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ  
ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»  
НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ  
АВТОМАТИКИ ТА ЕНЕРГЕТИКИ «ЕНЕРГІЯ»  
ІДІ «ЕНЕРГІЯ», КІП-4119,  
проспект Перемоги, 37, Київ-50, 01056, Україна Тел./факс: +38 (044) 304-85-31

## ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор науково-дослідного інституту  
автоматики та енергетики «Енергія»  
Національного технічного університету  
України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

к.т.н., доцент

В. П. Каліничук

09 2019 р.



## АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження

Роботи Ірини Олександрівни

у наукову роботу ІДІ «Енергія»

Ми, що нижче підписалися, цим актом підтверджуємо, що впродовж 2017-2018 рр. у науковій роботі ІДІ «Енергія» використовувалися результати дисертаційного дослідження аспірантки КІП ім. Ігоря Сікорського Роботи Ірини Олександрівни, а саме було проведено комплексне оцінювання шкідливого впливу з боку автотранспортних засобів як енергетичних установок на навколишнє природне середовище.

Роботи І. О. за допомогою застосованих на практиці методик оцінки геохімічного стану ґрунтів територій, прилеглих до об'єктів автотранспортного комплексу, встановлено, що значними індикаторами автотранспортного впливу є показники забруднення снігового покриву і ґрунтів іонами сульфатів, хлоридів, гідрокарбонатів, гідросульфатів (кислотно-сольове забруднення), зваженими частками (РМ) та показники фітотоксичності ґрунтів, котрі відображають забруднення складових екосистем впродовж тривалого часу дії автотранспортного навантаження і за допомогою яких можна спрогнозувати подальше потрапляння забруднювачів у підземні й поверхні води.

Результати дисертаційного дослідження Роботи І. О. щодо оцінки та прогнозування екологічного стану ґрунтів та атмосферного повітря внаслідок впливу об'єктів автотранспортного комплексу були корисні для проведення господарських робіт ІДІ «Енергія» в частині визначення екологічного впливу енергетичних об'єктів на складові навколишнього природного середовища.

Заступник директора ІДІ «Енергія»

О. О. Шиянов

Завідувач науково-дослідної лабораторії  
автоматизованих систем обліку енергоресурсів

О. В. Дегтярьов